



# Contaminación del aire por material particulado en la Ciudad de Buenos Aires

Martin, Paula Beatriz

2005

Tesis Doctoral

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales  
Universidad de Buenos Aires

[www.digital.bl.fcen.uba.ar](http://www.digital.bl.fcen.uba.ar)

Contacto: [digital@bl.fcen.uba.ar](mailto:digital@bl.fcen.uba.ar)

Este documento forma parte de la colección de tesis doctorales y de maestría de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir. Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the doctoral theses collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir. It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

Fuente / source:

Biblioteca Digital de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales - Universidad de Buenos Aires



**UNIVERSIDAD DE BUENOS  
AIRES**

**FACULTAD DE CIENCIAS  
EXACTAS Y NATURALES**



***Departamento de Ciencias de la  
Atmósfera y los Océanos***

***Trabajo de Tesis para optar por el título de Doctor de la Universidad de  
Buenos Aires.***



***Autora: Lic. Paula Beatriz Martin  
Directora: Dra. Laura Esperanza Venegas  
2005***

*A las personas más importantes en mi vida:*

*Leonardo (Leo), mi esposo, quién siempre me apoyó y no permitió que flaqueara en ningún momento, brindándome todo su amor y comprensión y a mi hijito Luciano quién llena mi vida de amor, ruido y alegría y, que pese a su corta edad ha tenido que aprender tenerme mucha paciencia.*

## **INDICE**

<b><u>RESUMEN</u></b>	i
<b><u>ABSTRACT</u></b>	iii
<b><u>1. INTRODUCCIÓN</u></b>	1
<b><u>2. EL MATERIAL PARTICULADO</u></b>	9
2.1. <i>Distribución del tamaño del material particulado atmosférico</i>	10
2.2. <i>Distribución del tamaño de partículas atmosféricas en diferentes tipos de zonas</i>	21
2.3. <i>Distribución del tamaño de partículas en áreas urbanas</i>	25
<b><u>3. EL MATERIAL PARTICULADO EN GRANDES CENTROS URBANOS</u></b>	32
3.1. <i>Ciudad de México (México)</i>	32
3.2. <i>Santiago de Chile (Chile)</i>	34
3.3. <i>San Pablo (Brasil)</i>	37
3.4. <i>Río de Janeiro (Brasil)</i>	39
3.5. <i>Santa Fé de Bogotá (Colombia)</i>	41
3.6. <i>Los Ángeles, California (Estados Unidos de América)</i>	42
3.7. <i>Londres (Reino Unido)</i>	43
3.8. <i>Delhi (India)</i>	45
3.9. <i>Beijing (China)</i>	46
3.10. <i>El Cairo (Egipto)</i>	47
3.11. <i>Córdoba (Argentina)</i>	48

<b>4. <u>EFFECTOS DE LA CONTAMINACIÓN POR MATERIAL</u></b>	51
<b><u>PARTICULADO</u></b>	
4.1 Efectos sobre la salud	51
4.2. Efectos sobre la vegetación y los animales	59
4.3. Efectos sobre los materiales	61
4.4. Deterioro de la visibilidad	62
4.5. Cambios climáticos en la escala regional	64
<b>5. <u>REMOCIÓN DE MATERIAL PARTICULADO DE LA</u></b>	66
<b><u>ATMÓSFERA POR DEPÓSITO SECO</u></b>	
5.1 Generalidades	66
5.2. Flujo de depósito seco	68
5.3. Velocidad de depósito	68
5.3.1. El método de las resistencias	69
5.3.1.a. Estimación de la resistencia	71
aerodinámica ( $r_a$ )	
5.3.1.b. Estimación de la resistencia	74
de la capa cuasi-laminar ( $r_b$ )	
5.3.1.c. Estimación de la velocidad de	76
sedimentación ( $v_s$ )	
5.3.2. Valores experimentales de la velocidad de depósito	80
de partículas	
5.3.3. Estimaciones de la velocidad de depósito seco	84
5.3.4. Estudio de la sensibilidad del cálculo de la	87
velocidad de depósito	

<b>6. <u>REMOCIÓN DE MATERIAL PARTICULADO DE LA</u></b>	<b>98</b>
<b><u>ATMÓSFERA POR DEPÓSITO HÚMEDO</u></b>	
6.1. Generalidades	98
6.2. Parametrización del depósito húmedo	103
6.2.1. Eficiencia de colisión de las gotas de lluvia – partícula	107
6.2.2. El coeficiente de “lavado”	112
6.3. Estudio de sensibilidad del cálculo del coeficiente de lavado	122
<b>7. <u>MODELO DE DISPERSIÓN ATMOSFÉRICA</u></b>	<b>127</b>
<b><u>URBANA: DAUMOD–D</u></b>	
<b>8. <u>EL MATERIAL PARTICULADO EN LA CIUDAD DE BUENOS</u></b>	<b>144</b>
<b><u>AIRES</u></b>	
8.1. Antecedentes	144
8.2. Emisiones de material particulado en la ciudad	149
<b>9. <u>DEPÓSITO DE MATERIAL PARTICULADO EN LA</u></b>	<b>155</b>
<b><u>CIUDAD DE BUENOS AIRES</u></b>	
9.1. Comparación de los depósitos mensuales de material particulado estimados por el modelo DAUMOD–D para la Ciudad de Buenos Aires con valores observados	157
9.2. Depósito mensual de material particulado en la Ciudad de Buenos Aires	160
<b>10. <u>CONCENTRACIÓN DE MATERIAL PARTICULADO</u></b>	<b>168</b>
<b><u>TOTAL EN SUSPENSIÓN EN EL AIRE DE LA</u></b>	
<b><u>CIUDAD DE BUENOS AIRES</u></b>	

10.1 Comparación de las concentraciones de material particulado total en suspensión estimadas por el modelo DAUMOD –D con valores observados	168
10.2. Estimación de la concentración de material particulado total en suspensión en Buenos Aires	170
10.2.1. Concentración media horaria	171
10.2.2. Concentraciones medias mensuales	174
10.2.3. Concentración media anual	177
<b>11. <u>CONCENTRACIONES DE FONDO DE MATERIAL</u></b>	179
<b><u>PARTICULADO PM<sub>10</sub> EN LA CIUDAD DE BUENOS AIRES</u></b>	
11.1. Concentración media anual	179
11.2. Concentraciones medias diarias	180
11.3. Análisis de la exposición de la población de la Ciudad de Buenos Aires a las concentraciones de PM <sub>10</sub>	182
<b>12. <u>CONTRIBUCIÓN RELATIVA DE LAS FUENTES</u></b>	187
<b><u>DE MATERIAL PARTICULADO LOCALIZADAS EN LA</u></b>	
<b><u>CIUDAD DE BUENOS AIRES A LA CONCENTRACIÓN DE</u></b>	
<b><u>MATERIAL PARTICULADO EN EL AIRE DE LA CIUDAD</u></b>	
12.1. Generalidades	187
12.2. Breve descripción del modelo para fuentes puntuales ISCST3	188
12.3. Resultados obtenidos	191
12.3.1. Fuentes areales	191
12.3.2. Fuentes puntuales	196

12.3.3. <i>Aportes relativos de las diferentes fuentes de emisión en algunas zonas de la ciudad</i>	197
<b>13. <u>CONCLUSIONES</u></b>	204
<b><u>REFERENCIAS</u></b>	210
<b><u>ANEXO 1: Deducción de la expresión de la velocidad de depósito seco (<math>v_d</math>).</u></b>	239
<b><u>ANEXO 2: Deducción de la expresión de la resistencia aerodinámica (<math>r_a</math>).</u></b>	241
<b><u>ANEXO 3: Parámetros estadísticos</u></b>	244
<b><u>ANEXO 4: Condiciones de estabilidad atmosférica</u></b>	245
<b><u>ANEXO 5: Mapa de la Ciudad de Buenos Aires</u></b>	247



## **RESUMEN**

El proceso de urbanización origina grandes transformaciones en el medio ambiente. El deterioro de la calidad del aire en las grandes ciudades es un problema mundial que se incrementa con el crecimiento de la población. Entre los contaminantes del aire urbano, el material particulado en suspensión es considerado uno de los más importantes, por sus posibles efectos sobre la salud de las personas. La mayor peligrosidad está relacionada con su capacidad de ingresar en los pulmones, alojándose allí y dañando los tejidos involucrados en el intercambio de gases. Otros efectos del material particulado en suspensión están relacionados con la reducción de la visibilidad, con el aumento de la dispersión y/o de la absorción de la radiación solar afectando la radiación de onda corta y con el aumento del número de núcleos de condensación en la atmósfera. También, existen evidencias de los daños originados por el depósito de material particulado sobre edificios y monumentos.

En este trabajo se estudian algunas características de la concentración de fondo de material particulado en suspensión total y  $PM_{10}$  en la atmósfera de la Ciudad de Buenos Aires. Además, se obtuvieron estimaciones del depósito de material particulado en la ciudad y se analizan sus distribuciones espacial y temporal.

Fundamentalmente, se desarrolló y utilizó el modelo de dispersión-depósito DAUMOD-D, para estimar la concentración en aire y el depósito de material particulado en áreas urbanas y se lo aplicó a las emisiones de material particulado en la Ciudad de Buenos Aires. Este modelo incluye una parametrización de los procesos de depósito seco y húmedo de material particulado en un área urbana. Se describe la metodología utilizada para evaluar la “velocidad de depósito” en función de la distribución del tamaño de las partículas, de las condiciones atmosféricas y de la rugosidad de la superficie. Asimismo, se presenta la parametrización del “coeficiente de lavado” de partículas por la precipitación, en función de la distribución del tamaño de las partículas, de la eficiencia de colisión de las gotas de lluvia y de la intensidad de la precipitación.

Para la aplicación del modelo desarrollado a la Ciudad de Buenos Aires, se presentan los resultados de un inventario de emisiones de material particulado en la ciudad. Los valores de las concentraciones de fondo de material particulado y del flujo de partículas sedimentables estimados por el modelo desarrollado han sido comparados con las observaciones realizadas por el Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires en diferentes zonas de la ciudad. Los resultados del modelo sobre-estimaron levemente el flujo de partículas sedimentables: el error cuadrático medio normalizado fue 37%, el error fraccional -9.1% y la varianza fraccional 1.8%. El 72% de las estimaciones resultó dentro

de un factor 2 de las observaciones. Por otra parte, los valores estimados de la concentración de fondo de material particulado en suspensión resultaron algo inferiores a los observados: el error cuadrático medio normalizado fue 20.0%, el error fraccional 21.5%, la varianza fraccional 7.7% y el 87% de las estimaciones resultaron dentro de un factor 2 de las observaciones. De esta forma, los resultados obtenidos por el modelo DAUMOD-D para la ciudad de Buenos Aires pueden considerarse satisfactorios.

Se estudió la variación mensual de la distribución espacial del depósito de material particulado en la ciudad, encontrándose que pueden existir zonas donde el depósito mensual de material particulado supere  $1 \text{ mg}/(\text{cm}^2 \cdot 30\text{d})$  (límite establecido por la Ley 1356, de la Ciudad de Buenos Aires).

Se presentan distribuciones horizontales de la concentración de fondo de material particulado en suspensión total en la ciudad para diferentes tiempos de promedio. Las zonas de la ciudad con los mayores valores de concentraciones horarias varían con las condiciones atmosféricas y la hora del día. Por otra parte, las máximas concentraciones mensuales de material particulado en suspensión pueden superar los  $0.15 \text{ mg}/\text{m}^3$ , principalmente en los meses invernales. Las zonas de la ciudad que presentan los mayores valores de concentración de material particulado en suspensión incluyen los barrios de Constitución-Retiro, Palermo, y alrededor de la Autopista 25 de Mayo y la Avenida Rivadavia.

Asimismo, se estimaron las concentraciones de fondo , diaria y anual, de material particulado  $\text{PM}_{10}$  en la Ciudad de Buenos Aires. La concentración media anual de  $\text{PM}_{10}$  presentó valores superiores a  $0.05 \text{ mg}/\text{m}^3$  (límite establecido por la Ley 1356, Ciudad de Buenos Aires) en el microcentro y en los barrios de Constitución y Retiro. Las concentraciones medias diarias de  $\text{PM}_{10}$  superaron los  $0.15 \text{ mg}/\text{m}^3$  (límite establecido por la Ley 1356, Ciudad de Buenos Aires) en Constitución, Retiro y en los alrededores del Aeroparque y la Autopista 25 de Mayo. Estas situaciones pondrían en riesgo al 51.6 % de la población total de la ciudad al menos 1 vez/año. Además, se estudió la ocurrencia consecutiva de concentraciones diarias altas, obteniéndose 3 rachas de 3 días de duración, que pondrían en riesgo al 0.6 % de la población menor que 14 años y al 0.7 % de la población mayor que 65 años.

Se evaluó el aporte relativo de las diferentes fuentes de emisión a la contaminación por material particulado en diferentes zonas de la ciudad. Los automotores contribuyen con más del 60% de la concentración estimada y en segundo lugar se encuentra el aporte del transporte automotor de pasajeros (con alrededor del 20%) a la concentración estimada.

## **ABSTRACT**

The urbanization process causes large environmental changes. The deterioration of the air quality in big cities is a world problem, aggravated by demographic growth. Among urban air pollutants, suspended particulate matter is considered to be one of the most important because of its effect on human health. The greatest risk is related to its capacity of entering the lungs, depositing there and injuring the tissues involved in gas exchange. Other effects of these particles are related to decreased visibility, greater scattering and/or absorption of solar radiation, affecting short wave radiation and increasing the number of atmospheric condensation nuclei. There is also evidence about the damage caused by particle deposition on buildings and monuments.

This study reports some characteristics of the background concentration of total and PM<sub>10</sub> suspended particulate matter in the atmosphere of Buenos Aires. Particulate matter deposition in the city was estimated and an analysis was made of its spacial and temporal variations.

Basically, the DAUMOD-D dispersion-deposition model was developed and used to determine particulate matter air concentration and deposition in urban areas and it was applied to particulate matter emissions in Buenos Aires. This model includes a parameterization of dry and wet deposition of particles in an urban area. The methodology used to assess the “deposition velocity” in function of particles size distribution, atmospheric conditions and surface roughness is described. The parameterization of the “scavenging coefficient” for particles, that describes the rate of removal of particles by rain, includes particle size distribution, raindrop collision efficiency and rainfall intensity.

The results of an emission inventory for particulate matter in Buenos Aires is presented for the application of the model. The particulate matter background concentration values and particle deposition flux, estimated using the developed model have been compared with observations obtained by the City Government of Buenos Aires at different sites. The results of the model slightly over-estimated the deposition flux the normalized mean square error was 37%, fractional error –9.1% and fractional variance 1.8%. A 72% of the estimations were within a factor of 2 the observed values. On the other hand, the estimated background concentration values of suspended particles were found to be slightly lower than those observed: the normalized mean square error was 20%, the fractional error 21.5%, fractional variance 7.7% and a 87% of the estimates were within a factor of 2 the observations. In this way, the results obtained with the DAUMOD-D model for Buenos Aires may be considered satisfactory.

The monthly spatial variation of particulate matter deposition is studied and it is found that there may be zones where the monthly particle deposition flux is greater than  $1 \text{ mg}/(\text{cm}^2 \cdot 30\text{d})$  (air quality standard value set by Buenos Aires City Law 1356).

Horizontal distributions of total suspended particles background concentrations for different averaging time are presented. The areas in the city with the highest hourly concentration vary according to atmospheric conditions and the time of day. On the other hand, maximum monthly-suspended particulate matter concentrations may exceed  $0.15 \text{ mg}/\text{m}^3$ , particularly during winter months. The areas of the city with the highest suspended particulate matter concentrations include Constitución-Retiro, Palermo and along the 25 de Mayo Highway and Rivadavia Avenue.

Daily and annual  $\text{PM}_{10}$  particulate matter background concentrations in Buenos Aires were also estimated. The mean annual concentration of  $\text{PM}_{10}$  exceeded  $0.05 \text{ mg}/\text{m}^3$  (air quality standard value set by Buenos Aires Law 1356) in the area of downtown, Constitución and Retiro. Daily mean concentrations of  $\text{PM}_{10}$  exceeded  $0.15 \text{ mg}/\text{m}^3$  (air quality standard value set by Buenos Aires City Law 1356) in Constitución, Retiro, in the surrounding of the Domestic Airport and the 25 de Mayo Highway. These risky situations could expose 51.6% of total population in the city once a year. The persistence of risky situations of daily mean concentrations was studied. Results showed that a persistence of 3 days might occur. This condition could expose 0.6% of children up to 14 years old and 0.7% of elderly people greater than 65 years old during three times a year.

It was also estimated the relative contribution of the different emission sources to total suspended particles concentration in different locations of the city. Results show the contribution of vehicles is greater than 60 % and around 20 % of the concentration value can be allocated to public buses.

## **2. EL MATERIAL PARTICULADO**

El material particulado ambiente está compuesto por una mezcla heterogénea de partículas de diferentes tamaños y composición química. Las partículas difieren de acuerdo con sus fuentes de emisión, formas, tamaños, mecanismos de formación y composición química y pueden caracterizarse por sus propiedades físicas y químicas. Mientras las propiedades físicas tienen efecto sobre el transporte y el depósito de las partículas en el sistema respiratorio humano, la composición química de las partículas determina el impacto de éstas sobre la salud.

Existe una gran variedad de fuentes de emisión naturales y antropogénicas que contribuyen a las concentraciones de material particulado en la atmósfera. Entre las naturales se encuentran el polvo de la superficie que es resuspendido por el viento y los aerosoles marinos y biogénicos. Entre las fuentes antropogénicas se puede citar al transporte automotor, los aviones, los barcos, los trenes, la maquinaria agropecuaria, las actividades vinculadas con la construcción, los procesos de combustión en fuentes estacionarias, las industrias. Las partículas emitidas directamente a la atmósfera desde las fuentes de emisión son denominadas “partículas primarias” y las que se forman en la atmósfera a partir de precursores gaseosos (por condensación o coagulación) constituyen las “partículas secundarias”. Existe un gran número de componentes particulados primarios y secundarios, lo que determina que la química del material particulado es un problema complejo.

Las partículas generadas a partir de procesos de combustión, como ser el tránsito vehicular, las centrales térmicas de generación de energía y la quema de

bosques, tienen tamaños que varían desde unos pocos nanómetros hasta  $1\mu\text{m}$ . En cambio, las partículas provenientes del polvo resuspendido por el viento, del polen y de la sal marina tienen diámetros mayores al micrómetro.

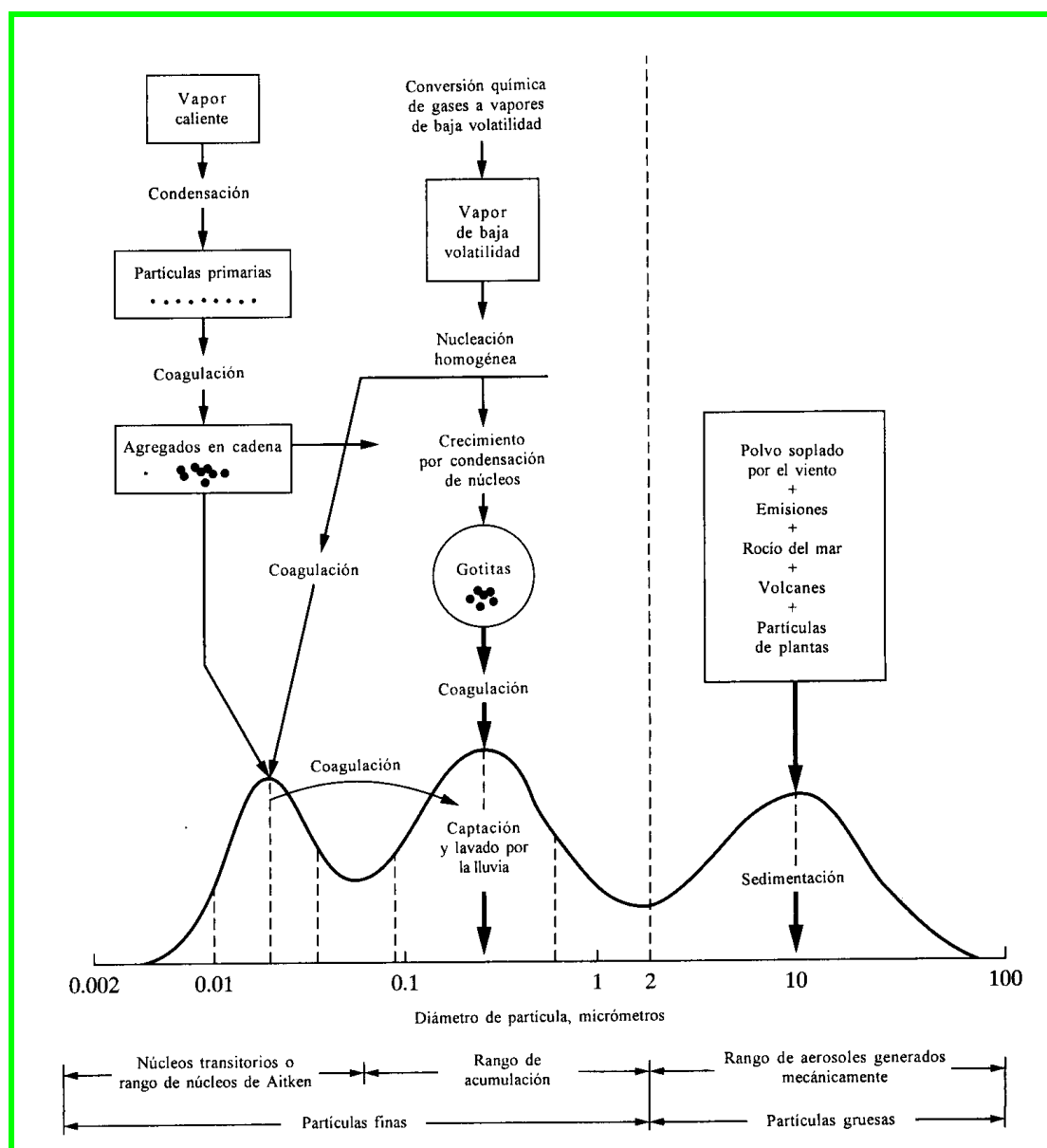
El material particulado atmosférico puede clasificarse por sus propiedades aerodinámicas debido a que éstas gobiernan el transporte y remoción de partículas desde la atmósfera, condicionan su depósito dentro del sistema respiratorio y están asociadas con la composición química y las fuentes de partículas. Las propiedades aerodinámicas de las partículas están relacionadas con el “diámetro aerodinámico”. Este se define como el diámetro de una esfera con las mismas características aerodinámicas que la partícula. Por lo tanto, las partículas son muestreadas y descritas sobre la base de su “diámetro aerodinámico”, usualmente llamado “tamaño de partículas”. El tamaño de las partículas en la atmósfera puede variar en cuatro órdenes de magnitud, desde  $10^{-3}\mu\text{m}$  hasta algunas decenas de micrones. A las partículas cuyo diámetro aerodinámico es inferior a  $10\mu\text{m}$  se la denomina  $\text{PM}_{10}$  y a las de diámetro aerodinámico inferior a  $2.5\mu\text{m}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ .

### ***2.1 Distribución del tamaño del material particulado atmosférico***

La distribución de las partículas según su tamaño es una de las características más importantes de los aerosoles atmosféricos, ya que tiene relación directa con el origen del material particulado, su composición química, su tiempo de residencia en la atmósfera, sus propiedades ópticas, sus efectos ambientales y con el depósito en el sistema respiratorio del hombre.

Si bien no existe en la bibliografía un criterio unificado para clasificar al material particulado, se distinguen, generalmente, dos grupos: las partículas "finas" cuyos diámetros son inferiores a  $1\ \mu\text{m}$  y partículas "gruesas" si el diámetro de éstas supera al micrómetro.

La Figura 2.1 incluye la distribución de tamaños de partículas respecto del área superficial y presenta sintéticamente los mecanismos de formación de cada "modo".



**Figura 2.1.** Distribución de tamaños de partículas respecto del área superficial, para una atmósfera industrial. (de Whitby, K.T (1975)).

Las partículas más finas, con diámetros comprendidos entre  $0.005 - 0.1 \mu\text{m}$ , entran a la atmósfera, en su mayor parte, por condensación de vapor proveniente de fuentes de combustión. Con el tiempo, por lo general luego de varias horas, estas partículas más pequeñas aumentan su tamaño, en su mayor parte por aglomeración de cada una de ellas sobre las otras. Parte de esta aglomeración ocurre en la fase gaseosa, causada por el movimiento Browniano que las mueve hasta que entran en contacto, parte ocurre en el interior de las nubes o gotitas de niebla. Las partículas de tamaño comprendido entre  $(0.1 - 1.0 \mu\text{m})$  se forman parcialmente por la aglomeración de partículas más finas y, en parte, por la conversión química de gases y vapores en partículas atmosféricas. Estas partículas son lo suficientemente grandes como para ser removidas por el efecto del lavado por la lluvia. Aunque crecen por aglomeración para formar partículas de mayor tamaño, este proceso es lento en comparación con la captación y el lavado por la lluvia. Las partículas más grandes ( $2.0$  a  $100 \mu\text{m}$ ) se generan en forma mecánica. Algunas de estas partículas gruesas provienen de fuentes industriales de partículas con controles deficientes. En su mayor parte estas partículas más grandes son removidas por la sedimentación por gravedad, con acción de la lluvia o sin ella.

Los dos primeros máximos de la Figura 2.1, representan casi exclusivamente partículas secundarias, formadas en la atmósfera a partir de precursores gaseosos (principalmente óxidos de azufre, óxidos de nitrógeno, amoníaco e hidrocarburos). Las cuatro clases más comunes de este grupo de partículas son: los metales pesados vaporizados por combustión, el carbón elemental, el carbón orgánico y los sulfatos y nitratos. Las partículas en el rango de nucleación crecen por coagulación, como producto de la unión de dos o más



partículas para formar una de mayor tamaño o por condensación de gases o moléculas de vapor sobre la superficie de las partículas. La eficiencia de la coagulación y de la condensación decrece con el aumento del tamaño de las partículas, por lo tanto, existe un límite superior de tamaño en aproximadamente  $1\text{ }\mu\text{m}$  a partir del cual las partículas no pueden aumentar de tamaño mediante estos procesos. De esta forma, los diámetros de las partículas originadas por estos procesos se encuentran entre  $0.1 - 1.0\text{ }\mu\text{m}$ . Este rango se denomina “rango de acumulación”. Las partículas finas, emitidas generalmente por las fuentes de combustión y originadas por los precursores gaseosos, pueden permanecer en el aire durante semanas y meses, y por lo tanto, pueden ser transportadas en la atmósfera a grandes distancias.

El tercer máximo de la distribución de tamaños representa en su mayor parte las partículas primarias, emitidas a la atmósfera en forma directa y corresponde al rango de las “partículas gruesas” ( $d_p > 1\text{ }\mu\text{m}$ ). Estas partículas son producidas generalmente en forma mecánica, por la ruptura de partículas sólidas más grandes. Este rango de partículas incluye el polvo levantado por el viento, el laboreo de tierra en la agricultura, el polvo levantado desde caminos no pavimentados o desde suelos desnudos o por la actividad minera. El tránsito vehicular desgasta el pavimento y genera turbulencia que puede levantar las partículas generadas en el desgaste. Cerca de las costas oceánicas, la evaporación del spray oceánico puede producir grandes partículas de sal. Granos de polen, esporas y partes de plantas e insectos están todas dentro de este rango de tamaños.

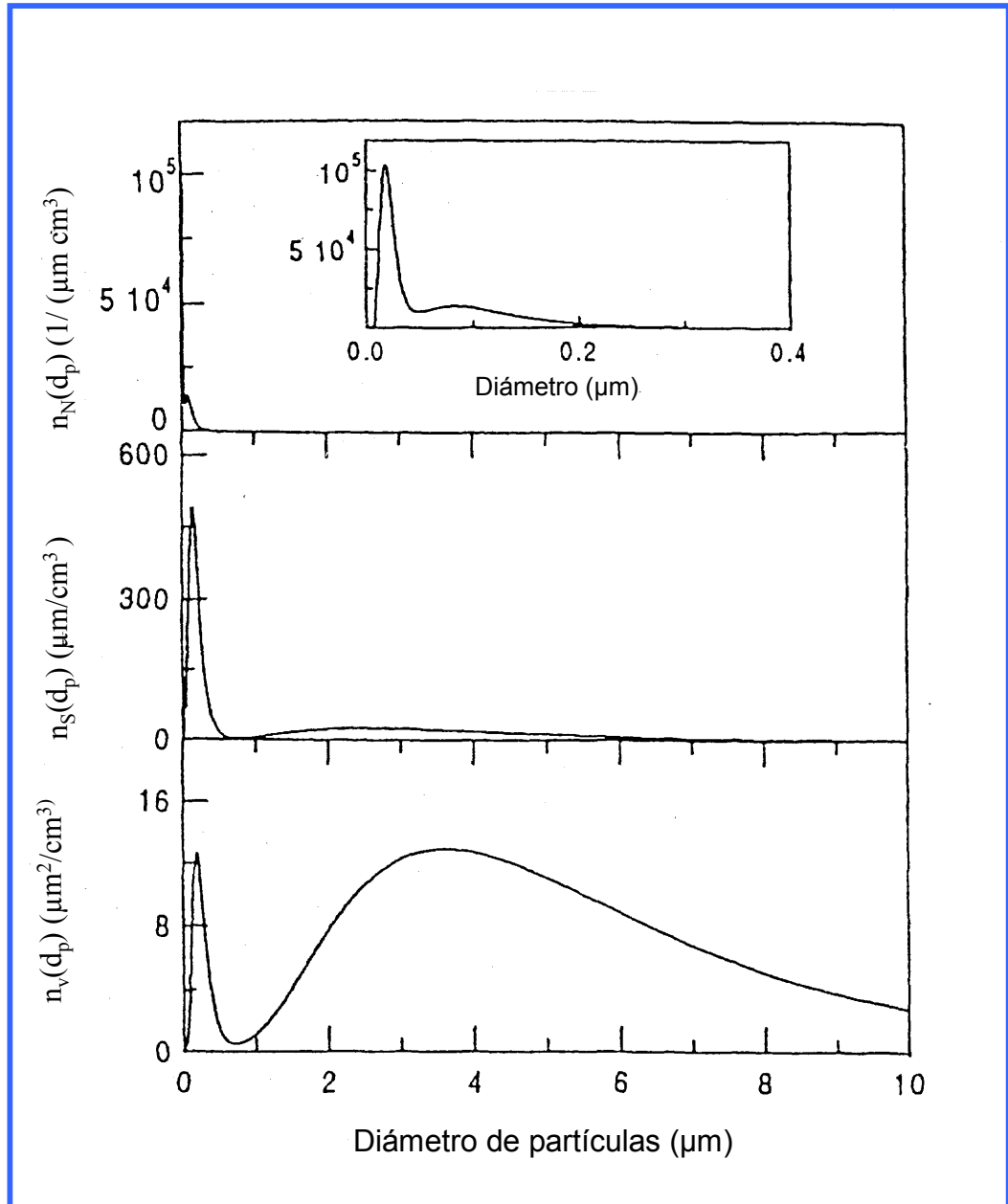
Como la cantidad de energía requerida para romper las partículas gruesas aumenta a medida que su tamaño disminuye, existe un límite inferior para el

tamaño de estas partículas, de aproximadamente  $1\mu\text{m}$ . El tiempo de residencia en la atmósfera de las partículas en este rango de tamaño, depende de la interacción entre la sedimentación (asociada al depósito) y la mezcla turbulenta, que mantiene a las partículas en suspensión. Casi todas las partículas del modo grueso se originan a partir de procesos naturales o por mecanismos antropogénicos. Se depositan en la superficie por acción gravitatoria con mayor facilidad que las finas, y por lo tanto, sus efectos se manifiestan principalmente cerca del lugar donde fueron emitidas.

Si  $n_N(d_p)$  es la función de distribución de partículas en número, expresada en  $(1/(\mu\text{m cm}^3))$ , la expresión  $n_N(d_p)d(d_p)$  representa el número de partículas por  $\text{cm}^3$  de aire cuyos diámetros varían entre  $d_p$  y  $d_p + d(d_p)$ . El número total de partículas por  $\text{cm}^3$  ( $N$ ) se obtiene integrando la distribución de partículas,

$$N = \int_0^{\infty} n_N(d_p)d(d_p) \quad (2.1)$$

El mayor número de las partículas presentes en la atmósfera tiene diámetros menores que  $0.1\mu\text{m}$  y la función de distribución en número  $n_N(d_p)$  generalmente presenta un máximo en un rango angosto de diámetros de partículas cerca del origen (Figura 2.2).



**Figura 2.2.** Distribución de material particulado en número, en superficie y en volumen en función del diámetro de las partículas. La distribución en número para diámetros entre 0 y 0.5 μm se presenta en la parte superior de la Figura. (de Seinfeld y Pandis, 1998).

Además de la distribución en número, otra forma de representar la distribución de partículas en la atmósfera es a través del área superficial ( $n_S$ ), del volumen ( $n_V$ ) o de la masa de partículas.

Considerando a las partículas como esféricas, su superficie está dada por  $\pi d_p^2$ , por lo tanto, la función de distribución del área superficial de partículas puede expresarse ( $\mu\text{m}/\text{cm}^3$ )

$$n_s(d_p) = \pi d_p^2 n_N(d_p) \quad (2.2)$$

Por lo tanto,  $n_s(d_p)d(d_p)$ , representa el área superficial de las partículas, por  $\text{cm}^3$  de aire, con diámetros comprendidos entre  $d_p$  y  $d_p + d(d_p)$ .

La superficie total de partículas por  $\text{cm}^3$  (S) se obtiene integrando la distribución superficial de partículas (Ecuación (2.2)):

$$S = \int_0^{\infty} n_s(d_p) d(d_p) = \pi \int_0^{\infty} d_p^2 n_N(d_p) d(d_p) \quad (2.3)$$

La expresión (2.3) representa el área bajo la curva  $n_s(d_p)$  incluida en la Figura 2.2.

Asimismo, la distribución de las partículas en ( $n_v(d_p)$ ), puede obtenerse, considerando que el volumen de las partículas está dado por  $\frac{\pi}{6} d_p^3$ , y por lo tanto:

$$n_v(d_p) = \frac{\pi}{6} d_p^3 n_N(d_p) \quad (2.4)$$

La unidad de  $n_v(d_p)$  es  $\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$ . De esta forma, el volumen de partículas por  $\text{cm}^3$  de aire cuyos diámetros aerodinámicos se encuentran comprendidos en

el intervalo  $(d_p \text{ y } d_p + d(d_p))$ , está dado por  $n_v(d_p) d(d_p)$ . El volumen total de partículas por  $\text{cm}^3$  se obtiene integrando la expresión (2.4):

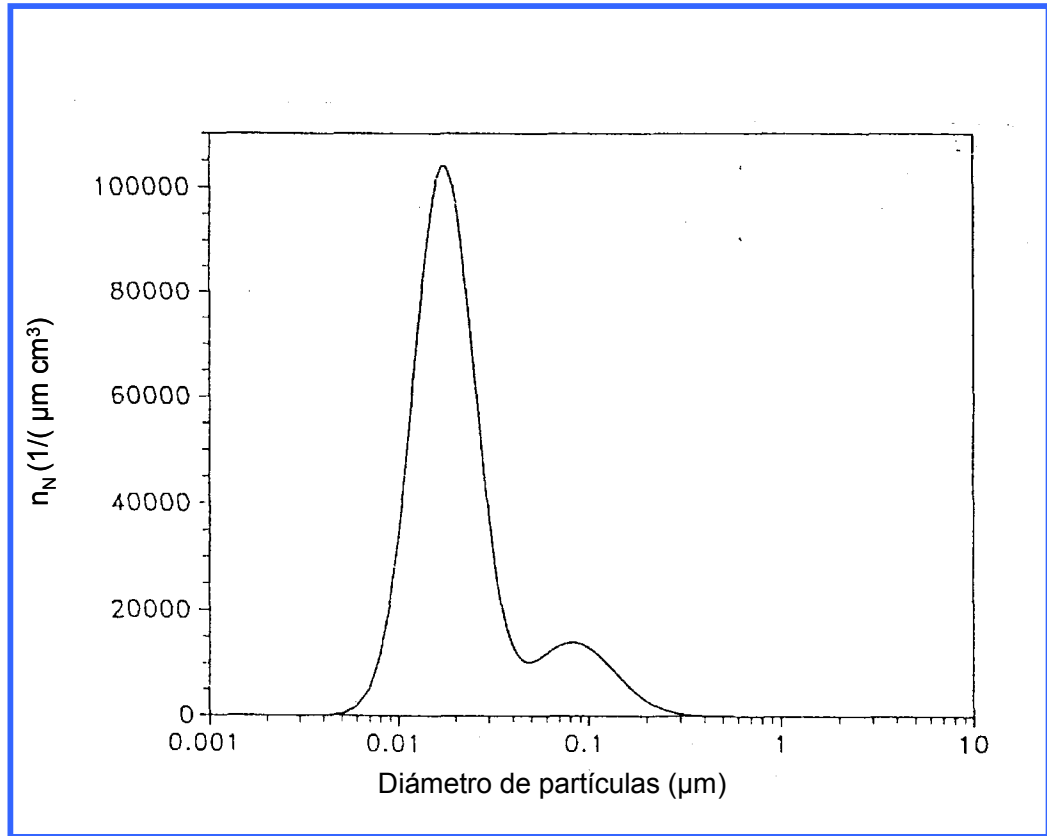
$$V = \int_0^{\infty} n_v(d_p) d(d_p) = \frac{\pi}{6} \int_0^{\infty} d_p^3 n_N(d_p) d(d_p) \quad (2.5)$$

Si las partículas tienen una densidad  $\rho_p$  ( $\text{g/cm}^3$ ), la distribución de partículas en masa estará dada por  $n_M(d_p)$ , cuya expresión es:

$$n_M(d_p) = \left( \frac{\rho_p}{10^6} \right) n_v(d_p) = \left( \frac{\rho_p}{10^6} \right) \left( \frac{\pi}{6} \right) d_p^3 n_N(d_p) \quad (2.6)$$

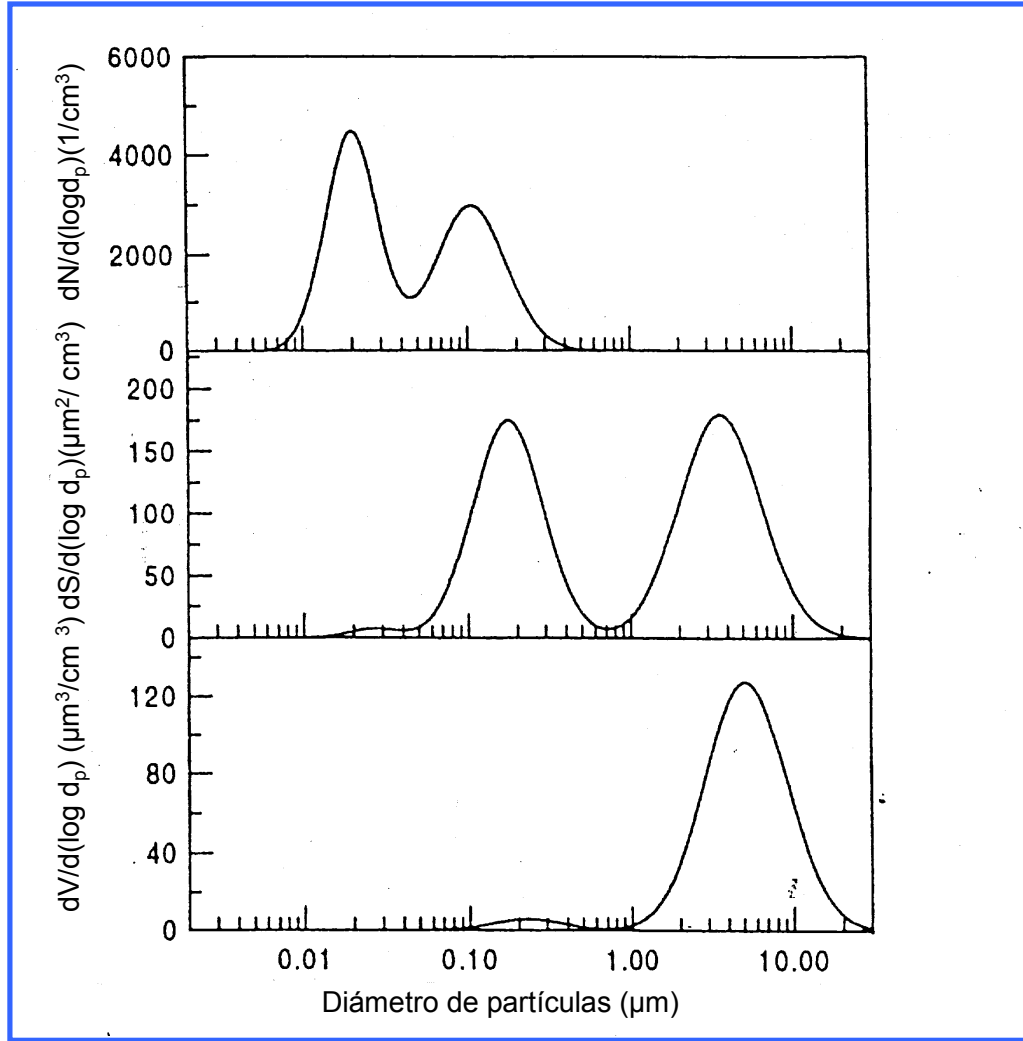
donde  $10^6$  representa el factor de cambio de unidades para pasar de  $\text{g/cm}^3$  a  $\mu\text{g}/\mu\text{m}^3$ , de manera que la unidad de  $n_M(d_p)$  es  $\mu\text{g}/(\mu\text{m cm}^3)$ .

Debido a que el diámetro de partículas en una población de aerosoles varía típicamente en varios órdenes de magnitud, la representación lineal de las funciones de distribución,  $n_N(d_p)$ ,  $n_S(d_p)$ ,  $n_v(d_p)$  y  $n_M(d_p)$  resulta poco conveniente. Por ejemplo, casi la totalidad de la distribución en número representada en la Figura 2.2 se concentra en diámetros que varían desde unos pocos nanómetros hasta  $0.3 \mu\text{m}$ . En la Figura 2.3, se presenta la función de distribución  $n_N(d_p)$ , considerando una escala logarítmica en el eje horizontal.



**Figura 2.3.** Distribución de material particulado en número en función del logaritmo del diámetro de partículas. (de Seinfeld y Pandis, 1998).

En esta Figura pueden apreciarse claramente los distintos órdenes de magnitud de  $d_p$  y los máximos relativos de  $n_N(d_p)$ . Sin embargo, el área bajo la curva de la Figura 2.3 no corresponde a la concentración en número. En cambio si, se considera la distribución en número, superficie o volumen del  $(\log d_p)$ , en lugar de  $d_p$ , el área bajo estas curvas representarán el número, la superficie y el volumen total de partículas, respectivamente. Estas representaciones se incluyen en la Figura 2.4.



**Figura 2.4.** Distribuciones de material particulado en número, superficie y volumen del  $\log d_p$ . (de Seinfeld y Pandis, 1998).

Para describir la distribución de tamaño de partículas atmosféricas se utiliza la distribución log - normal, por representar adecuadamente la forma de las distribuciones observadas (Seinfeld y Pandis, 1998).

La función de distribución de frecuencias normal para una cantidad  $U$  está dada por:

$$n(U) = \frac{N}{(2\pi)^{1/2} \sigma_U} \exp\left(-\frac{(U - \bar{U})^2}{2\sigma_U^2}\right) \quad (2.7)$$

donde  $\bar{U}$  es el valor medio de U,  $\sigma_U^2$  es la varianza de U y N es la concentración en número de U. En el caso del material particulado consideraremos  $U = \log d_p$  con  $[d_p] = \mu m$  (debido a que se ha considerado 1  $\mu m$  como diámetro de referencia), por lo tanto se obtiene:

$$n_N(\log d_p) = \frac{dN}{d \log d_p} = \frac{N}{(2\pi)^{1/2} \log \sigma_g} \exp\left(-\frac{(\log d_p - \log \bar{d}_{pg})^2}{2 \log^2 \sigma_g}\right) \quad (2.8)$$

donde N es la concentración en número de partículas,  $\bar{d}_{pg}$  y  $\sigma_g$  son el diámetro medio geométrico de partículas y su desviación estándar geométrica, respectivamente.

En la atmósfera, las distribuciones de tamaños de partículas observadas presentan generalmente varias frecuencias modales (como puede observarse en la Figura 2.4) y por lo tanto, se las puede representar a partir de una suma de  $\omega$  distribuciones log – normales:

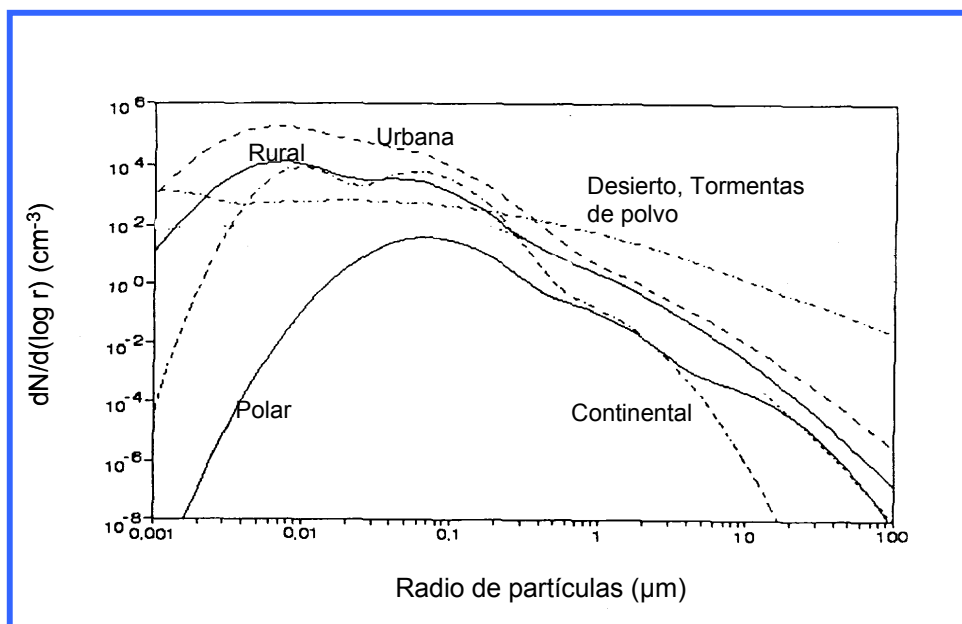
$$n_N(\log d_p) = \frac{dN}{d \log d_p} = \sum_{i=1}^{\omega} \frac{N_i}{(2\pi)^{1/2} \log \sigma_{gi}} \exp\left(-\frac{(\log d_p - \log \bar{d}_{pgi})^2}{2 \log^2 \sigma_{gi}}\right) \quad (2.9)$$

donde el subíndice i representa el i-ésimo modo log-normal y por lo tanto,  $N_i$ ,  $\bar{d}_{pgi}$  y  $\sigma_{gi}$  son los parámetros de la distribución correspondiente al modo i.



## 2.2. Distribución del tamaño de partículas atmosféricas en diferentes tipos de zonas

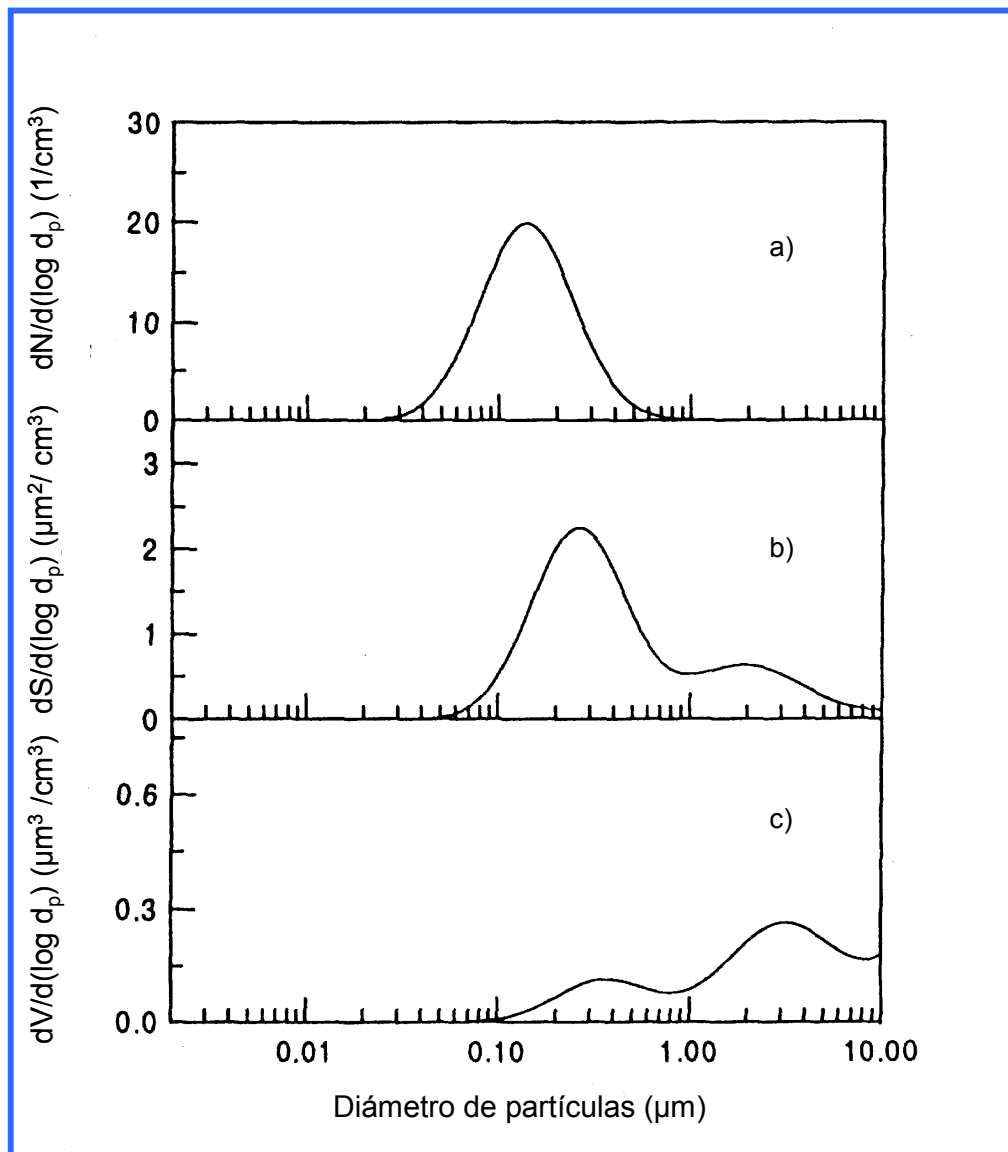
En la Figura 2.5 , se presentan las distribuciones en número de tamaños de partículas obtenidas en zonas con diferentes tipos de terreno. Puede observarse que la distribución en número de tamaños de partículas atmosféricas varía con el tipo de zona que se esté considerando. Las mayores diferencias entre estas distribuciones se presentan en el rango de las partículas muy pequeñas y en las de mayor tamaño. Esta característica podría deberse a la influencia en el tiempo de residencia de las mismas en la atmósfera. Los aerosoles atmosféricos muestran menor variación en la concentración límite en el rango de radios de partículas entre 0.1 y 1  $\mu\text{m}$ . Las partículas en este rango de radio influyen sobre la visibilidad y la formación de nubes.



**Figura 2.5.** Distribución de partículas en número sobre distintas áreas (Jaenicke, 1993).

A modo de ejemplo se presentan a continuación las distribuciones de partículas atmosféricas correspondientes a atmósferas típicas sobre diferentes

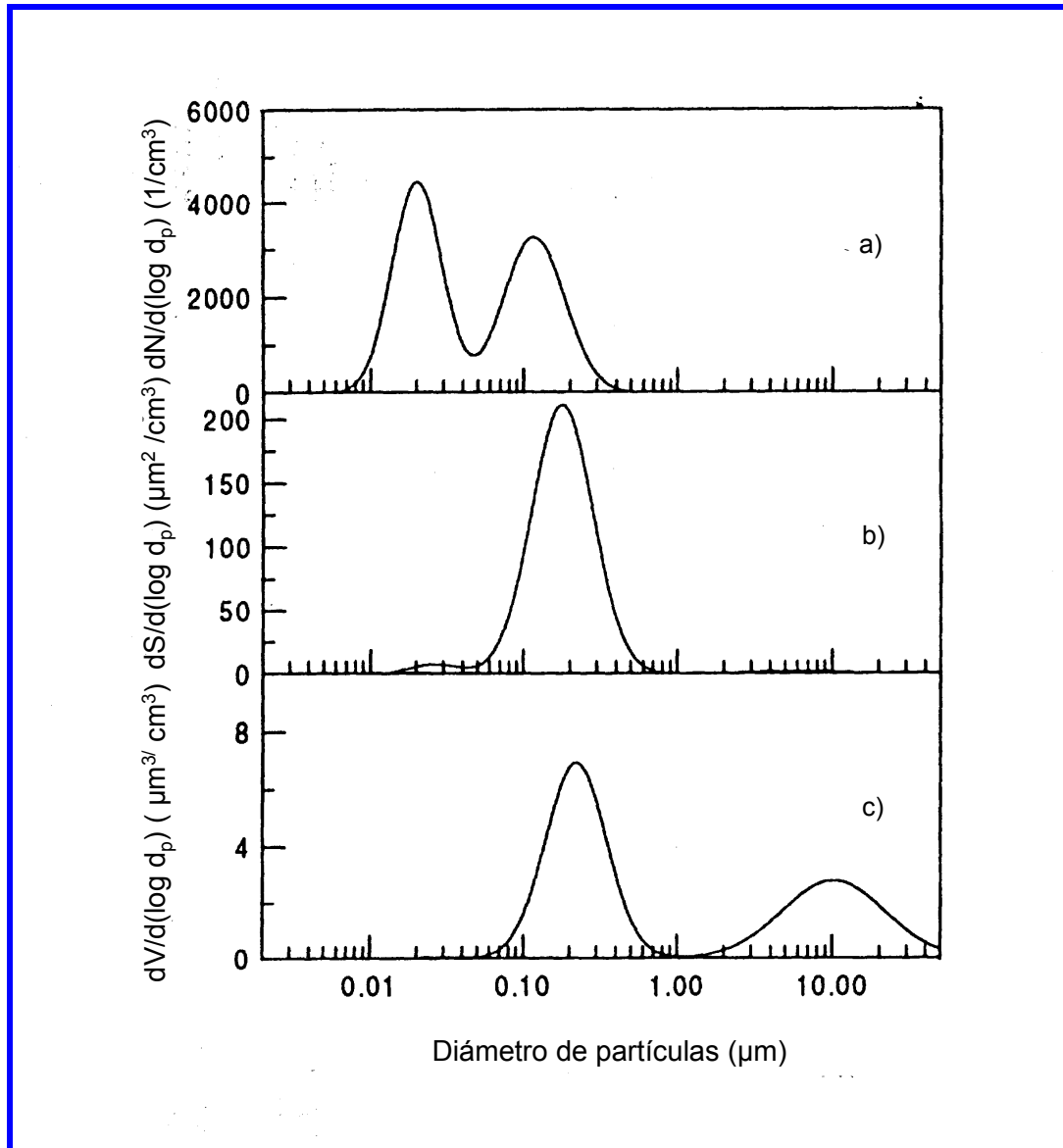
superficies. En la Figura 2.6 se presenta las distribuciones de partículas para una zona polar.



**Figura 2.6.** Distribuciones típicas de tamaño de partículas en una zona polar según : a) número de partículas, b) su superficie y c) su volumen. (de Seinfeld y Pandis, 1998).

Puede observarse que la distribución en número de partículas (Figura 2.6 a) presenta un diámetro medio en aproximadamente 0.15  $\mu\text{m}$  y la distribución de partículas en masa (Figura 2.6 c) presenta dos modos en 0.25 y 4.5  $\mu\text{m}$ .

En la Figura 2.7 se presentan las distribuciones de tamaño de partículas en número (Figura 2.7 a), en superficie (Figura 2.7 b) y en volumen (Figura 2.7 c) para una atmósfera típica correspondiente a un área continental.

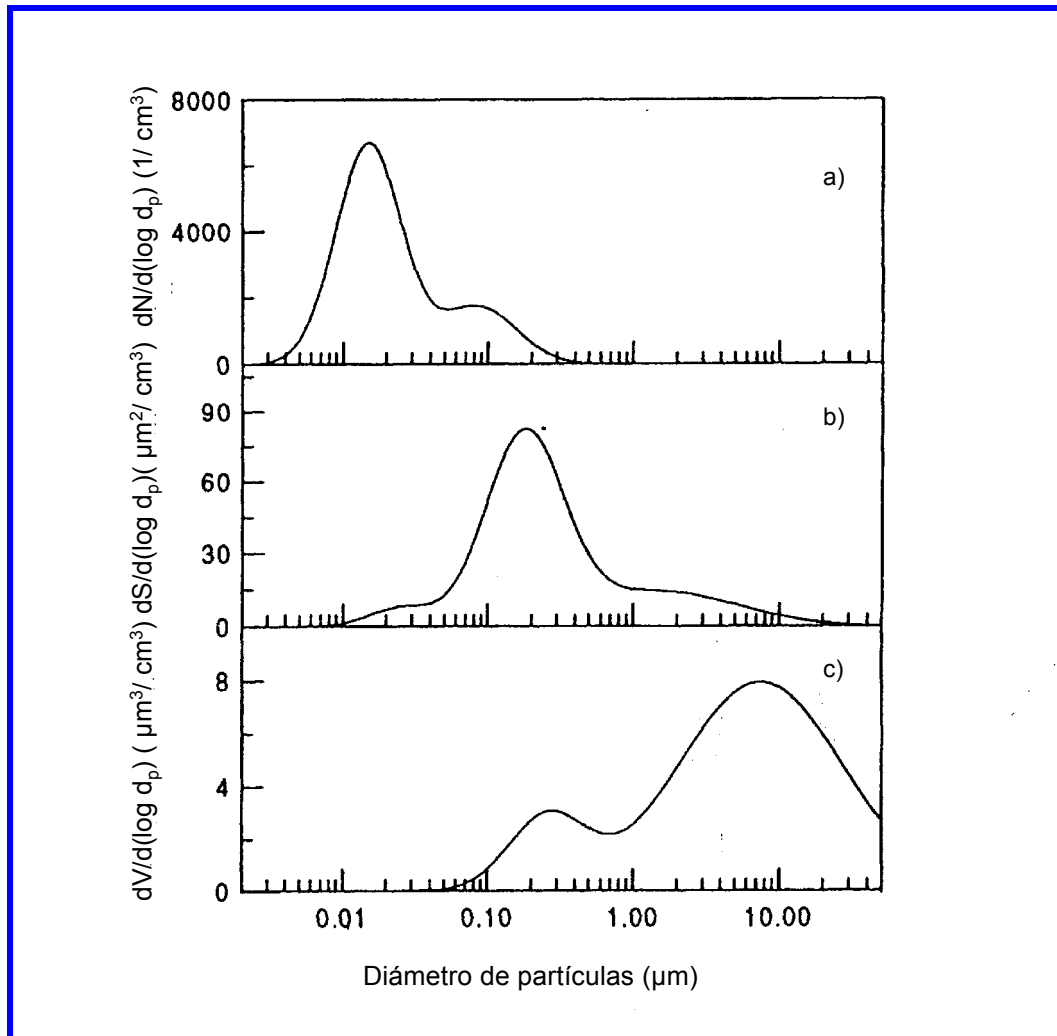


**Figura 2.7.** Distribuciones típicas de tamaño de partículas en un área continental según: a) número de partículas, b) su superficie y c) su volumen. (de Seinfeld y Pandis, 1998).

Las fuentes de emisión en este tipo de superficie contribuyen con partículas primarias (polvo, pólenes, etc.) y secundarias (fuentes de combustión de combustibles fósiles). La concentración de partículas en número (Figura 2.7 a)

varía entre 1000 y 5000 ( $1/\text{cm}^3$ ). La distribución de partículas en masa (Figura 2.7 c) presenta dos máximos uno en  $0.2 \mu\text{m}$  y otro en  $10 \mu\text{m}$ .

Por último, en un área rural (Figura 2.8) la principal fuente de material particulado es de origen natural, pero las fuentes antropogénicas también pueden tener una moderada influencia sobre las distribuciones de tamaño de partículas.



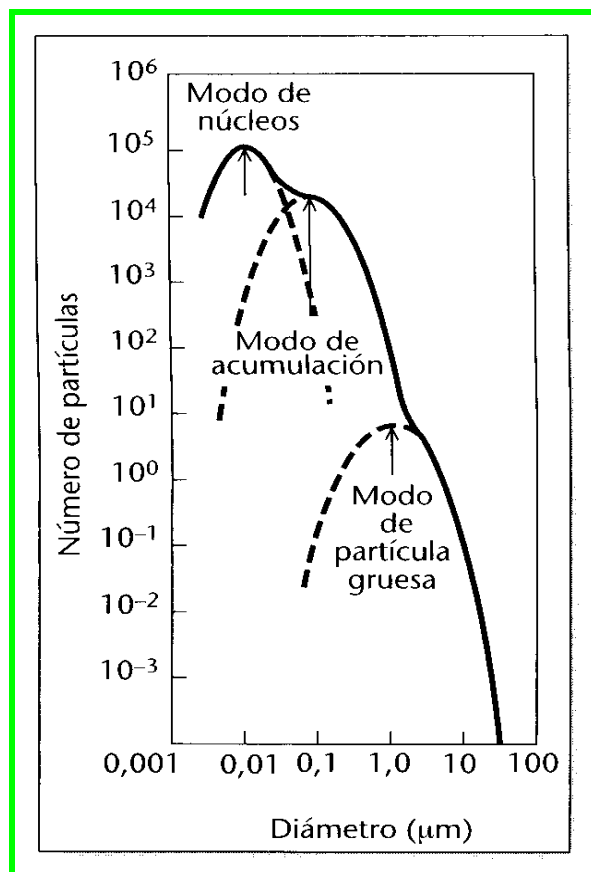
**Figura 2.8.** Distribuciones típicas de tamaño de partículas en un área rural según: a) número de partículas, b) su superficie y c) su volumen. (de Seinfeld y Pandis, 1998).

La distribución de partículas en número (Figura 2.8 a) presenta dos máximos, uno cuando el diámetro de partículas es de  $0.02 \mu\text{m}$  y otro en  $0.08 \mu\text{m}$ . Mientras que la distribución de partículas respecto a la masa está dominada por el modo grueso, centrado alrededor de los  $7 \mu\text{m}$ .

### 2.3 Distribución del tamaño de partículas en áreas urbanas

El material particulado en los centros urbanos está conformado por una mezcla entre partículas provenientes de las emisiones industriales, del transporte automotor, de la generación de electricidad y de las fuentes naturales. La distribución de tamaño del material particulado en un área urbana puede presentar una gran variabilidad. Una de las características más importantes del material particulado en las zonas urbanas es su carácter multimodal.

La Figura 2.9 incluye la representación de la distribución de tamaños de partículas en número para un área urbana típica (Whitby, 1978).



**Figura 2.9.** Distribución del tamaño de partículas en número, para una atmósfera urbana típica (Whitby, 1978).

El máximo de la distribución se presenta alrededor de 0.01  $\mu\text{m}$ , indicando que el mayor número de las partículas urbanas pertenece al rango de núcleos de Aitken. Los máximos secundarios se encuentran aproximadamente en 0.1  $\mu\text{m}$  y 1.0  $\mu\text{m}$ .

La distribución en número de tamaño de partículas típica para en un área urbana, se puede expresar a partir de la suma de tres distribuciones log-normales, dadas por la expresión (2.9) con  $\omega = 3$  (Seinfeld y Pandis, 1998):

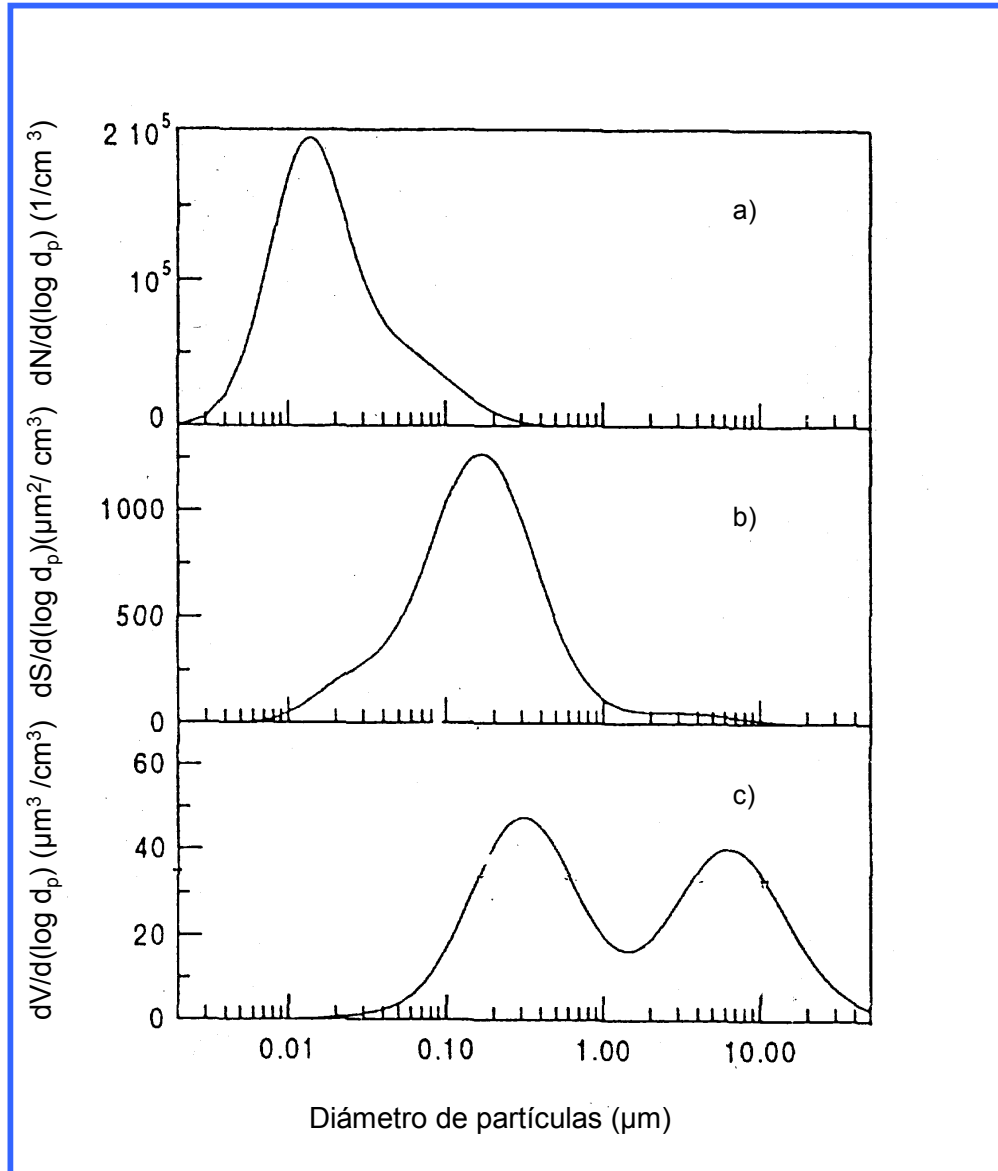
$$\frac{dN}{d \log d_p} = \sum_{i=1}^3 \frac{N_i}{(2\pi)^{1/2} \log \sigma_{gi}} \exp \left( -\frac{(\log d_p - \log \bar{d}_{pgi})^2}{2 \log^2 \sigma_{gi}} \right) \quad (2.10)$$

Los valores de los parámetros representativos de la distribución correspondiente a cada modo  $i$ , se incluyen en la Tabla 2.1

**Tabla 2.1.** Parámetros característicos de la distribución de tamaños de partículas “típica” para áreas urbanas. El subíndice  $i$  hace referencia a cada uno de los modos (Seinfeld y Pandis, 1998).

Modo $i$	$N_i (\text{cm}^{-3})$	$\bar{d}_{pgi} (\mu\text{m})$	$\log \sigma_{gi}$
1	$9.93 \times 10^4$	0.013	0.245
2	$1.11 \times 10^3$	0.014	0.666
3	$3.64 \times 10^4$	0.05	0.337

En la Figura 2.10, se presentan las distribuciones de tamaños de partículas típicas en aire urbano según: a) el número de partículas, b) su superficie y c) su volumen (Seinfeld y Pandis, 1998).

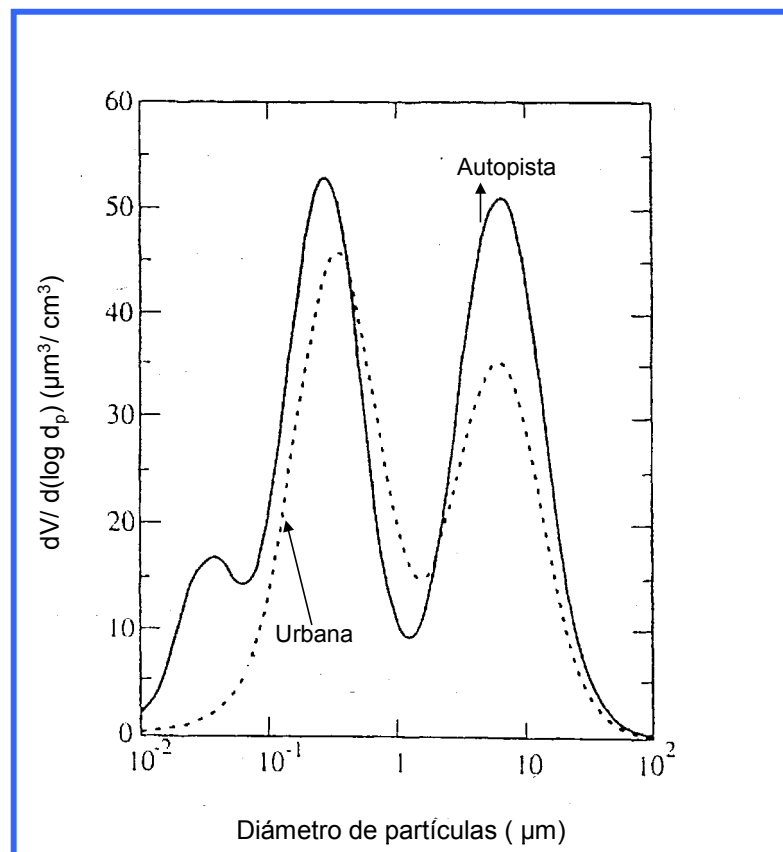


**Figura 2.10.** Distribuciones típicas de tamaños de partículas en un área urbana. a) número de partículas, b) su superficie y c) su volumen. (Seinfeld y Pandis, 1998).

Se observa que, la distribución en número ( $n_N$ ) (Figura 2.10 a) presenta un máximo en los diámetros pequeños, alrededor de 0.02 μm. Las partículas más pequeñas a pesar de ser más abundantes, representan una pequeña porción cuando se considera una distribución en superficie o en volumen. La distribución en superficie ( $n_S$ ) (Figura 2.10 b) presenta un máximo en las partículas de diámetro comprendido entre (0.1-0.5) μm. Por otra parte, en la distribución en

volumen ( $n_v$ ) (Figura 2.10 c) se distinguen dos modos, uno corresponde a diámetros de partículas en el intervalo (0.1-1.0)  $\mu\text{m}$ , representativo del "modo acumulado" y otro en el intervalo de partículas mayor que 3  $\mu\text{m}$  (cerca de 10  $\mu\text{m}$ ), que corresponde al "modo grueso".

En los centros urbanos, la concentración másica de partículas en los modos acumulado y grueso son, generalmente, comparables. Sin embargo, el modo nucleico o ultrafino está conformado por partículas cuyo volumen es despreciable, excepto en las zonas muy cercanas a las fuentes de combustión. Por ejemplo, en la Figura 2.11, se presentan las distribuciones medias de partículas en volumen, para dos condiciones diferentes: en una zona urbana, y cerca de una autopista.

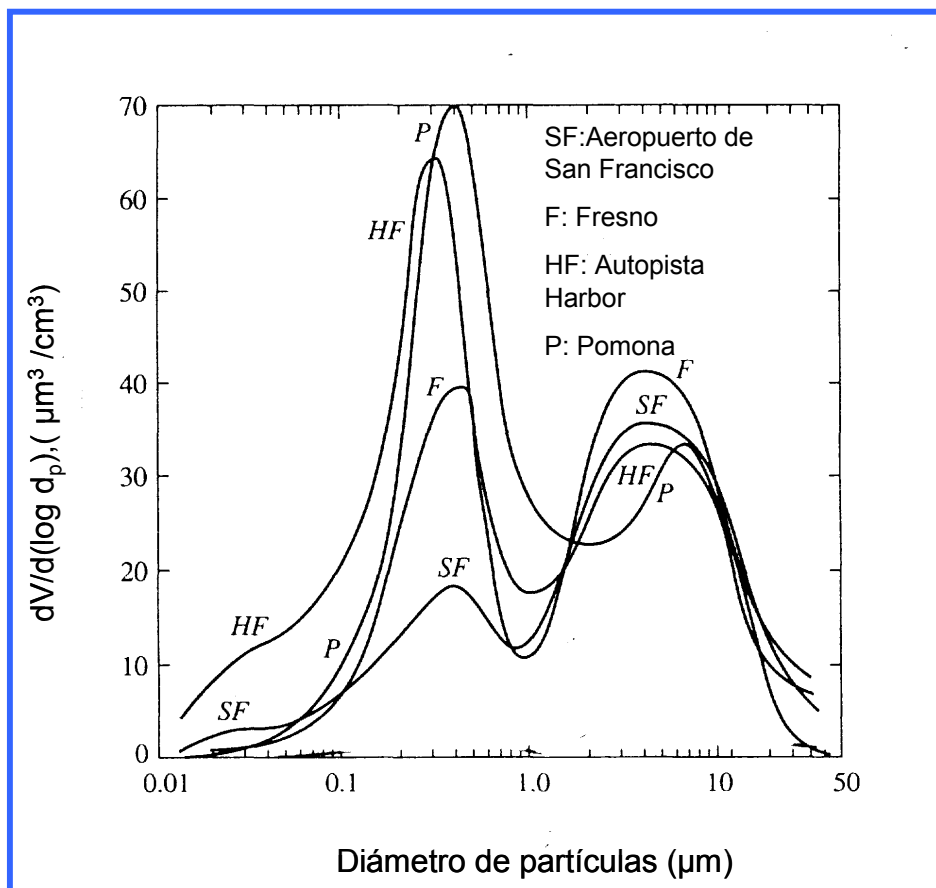


**Figura 2.11.** Distribución de partículas en volumen cerca de una autopista y en un área urbana. (de Seinfeld y Pandis, 1998).



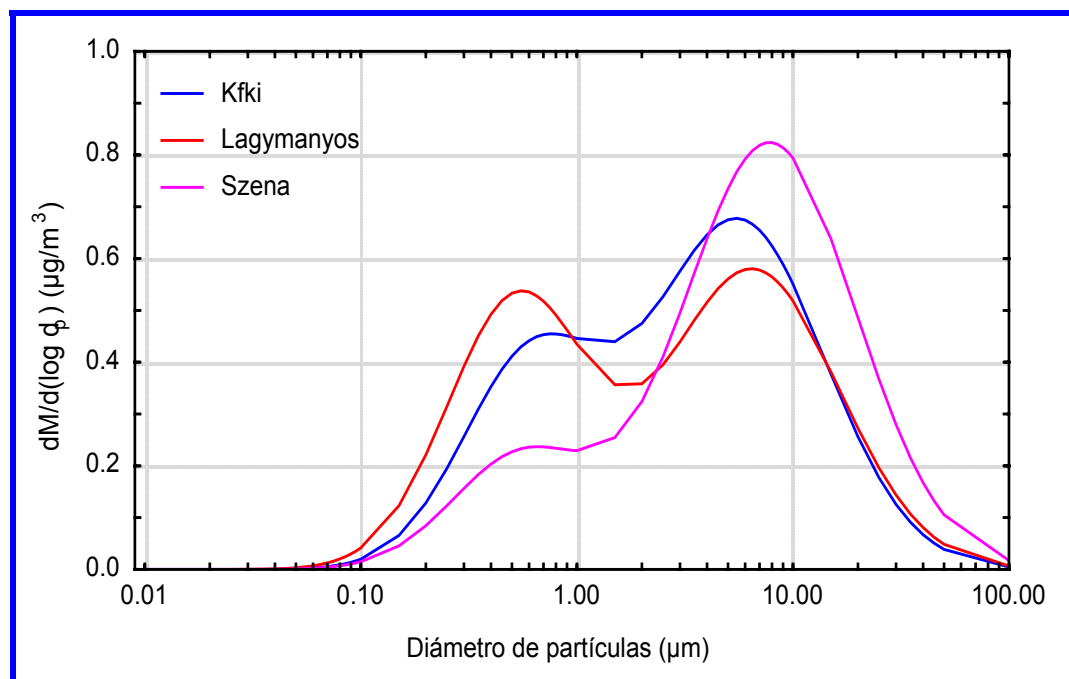
Se puede observar que la distribución en volumen de partículas cerca de la autopista presenta un tercer modo (nucleico o ultrafino) en diámetros inferiores a  $0.1 \mu\text{m}$ .

En la Figura 2.12 se presenta la distribución de partículas atmosféricas para diferentes localidades de California (Whitby y Sverdrup, 1980). Se puede observar que la distribución de tamaño de partículas en volumen, generalmente presenta dos máximos, uno entre  $(0.1 - 1) \mu\text{m}$  y otro entre  $(2 - 9) \mu\text{m}$ . La ubicación de estos máximos en la distribución de tamaño de partículas varía de una localidad a otra.



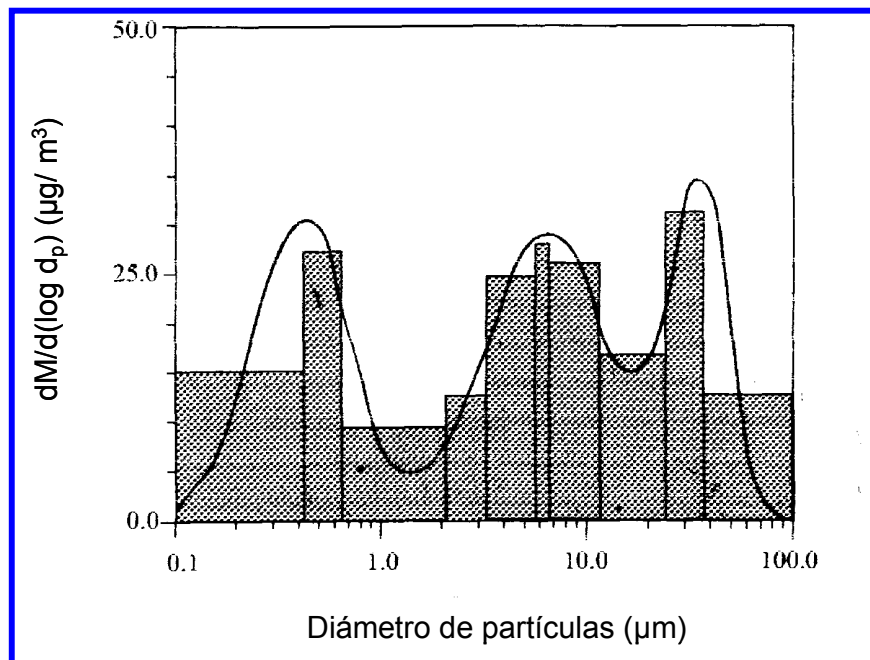
**Figura 2.12.** Distribución de partículas en volumen en diferentes lugares de California. (Whitby y Sverdrup, 1980).

Salma y otros (2002) realizaron mediciones de las distribuciones de material particulado en el período comprendido entre los meses de Abril y Mayo de 1999, en tres lugares de la ciudad de Budapest (Hungría) (Figura 2.13). La ciudad de Budapest consta de aproximadamente 2 millones de habitantes. Uno de los lugares de muestreo representados (Kfki) está situado en el borde de la ciudad, mientras que los otros dos están ubicados en el centro de la ciudad (Lagymanyos y Szena). Una de las características que más destacan los autores, es que la masa del material particulado observado, se encuentra principalmente en el modo grueso ( $d_p > 1 \mu m$ ) (como puede observarse en la Figura 2.13). Esto podría deberse, a que gran parte del material particulado proviene de la erosión edilicia y de la resuspensión de partículas debida a una intensa actividad de la construcción existente durante el período de medición. Además, mencionan que el “modo acumulado” es también significativo en todos los puntos de muestreo.



**Figura 2.13.** Distribución de partículas en masa en las ciudades de Kfki, Szena y Lagymanyos (Hungría) (Salma y otros, 2002).

Lestari y otros (2003) realizaron diversas mediciones de las distribuciones de partículas en masa en 19 lugares de la ciudad de Chicago, en el período primavera- verano y otoño de 1994 y 1995. En la Figura 2.14 se presenta la distribución de tamaño de partículas en masa observada y el ajuste a una función trimodal. La distribución de partículas en masa de material particulado presentó tres máximos, uno en el modo fino con diámetro característico de  $0.43\ \mu\text{m}$  y dos en el modo grueso en  $6.75$  y  $28.6\ \mu\text{m}$ , respectivamente.



**Figura 2.14.** Distribución de partículas en masa observada en la ciudad de Chicago (barras) y ajuste a una función de distribución trimodal (línea) (Lestari y otros, 2003).

## **1. INTRODUCCIÓN**

El material particulado ambiente está compuesto por una mezcla heterogénea de partículas de diferentes tamaños y composición química. Las partículas difieren de acuerdo con sus fuentes de emisión, formas, tamaños, mecanismos de formación y composición química y pueden caracterizarse por sus propiedades físicas y químicas. Existe un amplio rango de fuentes de emisión naturales y antropogénicas que contribuyen a las concentraciones de material particulado en la atmósfera. Algunas de ellas, son el polvo de la superficie que es resuspendido por el viento, los aerosoles marinos y biogénicos, el transporte automotor, aviones, barcos, trenes, la maquinaria agropecuaria, las actividades vinculadas con la construcción, los procesos de combustión en fuentes estacionarias, las industrias.

Si bien no existe en la bibliografía un criterio unificado para clasificar al material particulado, se distinguen, generalmente, dos grupos: las partículas pequeñas ( $PM_{10}$ ) cuyos diámetros son menores que  $10\mu m$  y las partículas de mayor tamaño. Dentro del primer grupo se encuentran las partículas finas ( $PM_{2.5}$ ) con diámetro menor o igual a  $2.5\mu m$ . Las partículas finas, generalmente son emitidas por las fuentes de combustión y originadas por los precursores gaseosos, pueden permanecer en el aire durante semanas y meses y por consiguiente pueden ser transportadas en la atmósfera a grandes distancias. Las partículas más grandes son generalmente generadas a partir de la actividad de las construcciones, de los incendios naturales o por el polvo levantado por el viento. Se depositan en la superficie por acción gravitatoria con mayor facilidad

que las finas, y por lo tanto, sus efectos se manifiestan principalmente cerca del lugar donde fueron emitidas.

En un principio, los instrumentos de medición muestreaban todo el material particulado que se encontraba en el aire y por lo tanto, las muestras correspondían a “material particulado total en suspensión”. La mayoría de la información disponible se refiere a estas mediciones. En los años recientes, teniendo en cuenta la naturaleza más dañina para la salud de las partículas finas, se desarrollaron nuevos instrumentos capaces de recolectar las partículas más pequeñas.

Por sus posibles efectos sobre la salud de las personas, el material particulado en suspensión es considerado como uno de los contaminantes del aire más importantes. Estudios epidemiológicos evidencian la existencia de relaciones significativas entre el nivel de la concentración de material particulado en el aire y los impactos adversos en la salud (WHO, 2000).

Las partículas más finas son generalmente las que más contribuyen a estos efectos adversos, debido a su capacidad de ingresar más profundamente en los pulmones, alojándose allí y dañando los tejidos involucrados en el intercambio de gases. Mientras que los efectos del material particulado varían considerablemente dependiendo de su composición y distribución de tamaños, generalmente, la exposición al material particulado inhalable puede causar un aumento en la mortalidad de origen cardíaco y respiratorio, una reducción de los niveles de la capacidad pulmonar en niños y adultos asmáticos y enfermedades crónicas de obstrucción pulmonar. Los efectos sobre la salud originados por estas causas, traen asociados aumentos en el ausentismo escolar, disminución de los días de actividad laboral y un aumento del número de consultas médicas o a las

salas de emergencias por síntomas de asma y otras patologías respiratorias (Gamble, 1998, COMEAP, 1998, WHO, 2000).

Por otra parte, existen estudios de los daños originados por el depósito de material particulado sobre edificios y monumentos (Monforti y otros, 2004).

En la Ciudad de Buenos Aires, la calidad del aire ha sido evaluada parcialmente en diferentes trabajos desde comienzos de la década del '60 (Centro de Investigación en Ingeniería Ambiental, 1967). Desde entonces, se han realizado campañas de medición de concentraciones de algunos contaminantes en aire (dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono, material particulado total en suspensión, partículas sedimentables, plomo, entre otros) cuyos resultados, aunque parciales, contribuyeron a mostrar algunas zonas de la ciudad con deterioro de la calidad del aire. Durante la década del 60-70, las campañas de medición registraban valores medios mensuales de material particulado en suspensión del orden de los  $0.15 \text{ mg/m}^3$ , llegando en algunas ocasiones a superar los  $0.200 \text{ mg/m}^3$  (García Fernández, 1975; Haddad, 1977). A comienzos de la década del '70, se prohíbe el uso de los incineradores en la ciudad y un estudio de emisiones (Mazzola y otros, 1991) realizado para el período 1970-1989, reveló que el material particulado emitido por las fuentes de combustión disminuyó el 30% en el período estudiado.

El Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires cuenta con registros históricos de calidad del aire de las mediciones que realiza en una zona de Palermo y elabora informes públicos y periódicos de los resultados obtenidos (GCBA, 2001). Recientemente, el Gobierno de la ciudad ha incorporado una nueva estación de monitoreo de la calidad del aire, que opera en la zona de Parque Centenario, registrando, en la actualidad, concentraciones de monóxido de carbono, monóxido

de nitrógeno, dióxido de nitrógeno y, en un futuro cercano, material particulado  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ .

Por otra parte, recientemente se realizaron mediciones de material particulado total en suspensión, de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  en la calle Junín al 900 desde fines de 1998 hasta Septiembre de 1999 (Bogo y otros, 2003). Las concentraciones medias diarias de material particulado total en suspensión presentaron un valor medio de  $0.068\text{mg/m}^3$  y el valor máximo fue  $0.101\text{mg/m}^3$ .

La información obtenida a partir de las mediciones constituye sólo una parte de la que necesitan los organismos de control para establecer una estrategia efectiva en la solución de los problemas de la calidad del aire. Una combinación de las mediciones con resultados provenientes de la aplicación de modelos de dispersión atmosférica constituye la mejor aproximación a la comprensión de la atmósfera ambiental en su conjunto. La utilización de modelos de dispersión atmosférica aplicables a fuentes puntuales y areales permite estimar la distribución espacio-temporal de la concentración de contaminantes en áreas urbanas. En el marco de los sistemas de evaluación de la calidad del aire en áreas urbanas, los modelos de dispersión atmosférica permiten relacionar las emisiones de contaminantes con sus concentraciones en aire. Durante la última década se han desarrollado varios sistemas de dispersión atmosférica urbana, en diferentes ciudades (Moussiopoulos y otros, 1996, Baklanov, 2005). Algunos ejemplos de estos modelos son el modelo UAM (Morris y Myers, 1990), el modelo de dispersión atmosférica urbana DAUMOD (Mazzeo y Venegas, 1991), el modelo urbano UK-ADMS (Carruthers y otros, 1994), el modelo OML (Olesen, 1995a) y el UDM-FMI (Karppinen y otros, 2000).

Los modelos de dispersión atmosférica urbana presentan diferentes grados de dificultad, desde los modelos empíricos más simples hasta los modelos tridimensionales más complejos. Sin embargo, muchas veces la información disponible no permite la utilización de modelos más complejos y los modelos de contaminación atmosférica simples se convierten en una alternativa aceptable. En estos casos, los modelos más simples pueden proveer resultados tan satisfactorios como los más complejos (Berkowicz, 2000; Hanna y otros, 2002).

Generalmente, los modelos de dispersión para la escala urbana estiman la concentración de fondo. En la aplicación de estos modelos es necesario subdividir el área a considerar en retículos y combinar la infinidad de pequeños emisores dentro de cada retículo (tales como vehículos, residencias, comercios, pequeñas industrias) en las llamadas “fuentes areales”.

Hasta el presente, en la Ciudad de Buenos Aires, se ha aplicado el modelo de dispersión atmosférica urbano DAUMOD para estudiar las características espacio-temporales de las concentraciones de CO y NO<sub>x</sub> en la ciudad (Mazzeo y Venegas, 2004, Venegas y Mazzeo, 2005). El modelo de dispersión atmosférica urbana DAUMOD (Mazzeo y Venegas, 1991) permite estimar la concentración de fondo de contaminantes gaseosos inertes, en aire a nivel del suelo en cada retículo en que se divide la zona de estudio, conociendo las características del área urbana, la distribución horizontal de la intensidad de emisión y las condiciones atmosféricas (velocidad y dirección del viento, condición de estabilidad atmosférica). La evaluación de los resultados del modelo DAUMOD para estimar las concentraciones de fondo de CO y NO<sub>x</sub> en la Ciudad de Buenos Aires se realizó mediante la comparación de las estimaciones con las concentraciones de contaminantes observadas por el Gobierno de la Ciudad de



Buenos Aires en la zona de Palermo y con valores obtenidos en diferentes campañas de medición realizadas por iniciativa de otros organismos. Los resultados de esta evaluación son satisfactorios. Por otra parte, los resultados del modelo DAUMOD han sido comparados satisfactoriamente con valores observados en diferentes ciudades: Frankfurt (Alemania), Bremen (Alemania), Nashville (EE.UU.) y Copenhague (Dinamarca) (Mazzeo y Venegas, 1991; Venegas y Mazzeo, 2002). Los resultados muestran que las estimaciones de las concentraciones medias horaria, diaria, mensual y anual realizadas por el modelo son satisfactorias comparadas con los valores observados.

El objetivo de este estudio es desarrollar un modelo de dispersión-depósito atmosférico urbano aplicable a las emisiones de material particulado desde las fuentes areales, para estimar la concentración en aire y el depósito de material particulado en un área urbana. Asimismo, se plantea aplicar el modelo desarrollado para evaluar y analizar algunas características de la contaminación atmosférica de fondo por material particulado en la Ciudad de Buenos Aires. Se proyecta realizar la estimación y el análisis del depósito de material particulado en la ciudad producido por los procesos de depósito “seco” (por sedimentación y gravitación, en ausencia de precipitación) y “húmedo” (por la precipitación).

Para ello, considerando como base al modelo DAUMOD, se desarrollarán módulos para parametrizar ambos procesos de “remoción” (seco y húmedo) de material particulado que se incorporarán en el modelo de dispersión-depósito urbana a desarrollar, para estimar el flujo de material particulado depositado en la superficie de un área urbana. El flujo de depósito “seco” de un contaminante sobre la superficie se evaluará en función de la concentración de material particulado cerca de la superficie y la “velocidad de depósito” ( $v_d$ ) (Seinfeld y

Pandis, 1998). Esta última depende de las características de las partículas, de las condiciones atmosféricas y de la superficie. Por otra parte, el flujo de depósito húmedo puede estimarse integrando verticalmente el perfil de la concentración de contaminantes en aire multiplicado por un coeficiente de lavado ( $\lambda$ ) debido a la precipitación (Seinfeld y Pandis, 1998). El coeficiente  $\lambda$  depende del diámetro de las partículas, de la eficiencia de colección de las gotas y de la distribución del tamaño de las gotas de lluvia (Mircea y Stefan, 1998; Mircea y otros, 2000).

Asimismo, para la evaluación de los resultados a obtener mediante la aplicación del modelo de dispersión-depósito, se dispone de valores de la concentración de material particulado en suspensión y de flujo mensual de depósito de material particulado registrados por el Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires en diferentes puntos de la ciudad. En la validación del modelo de difusión-depósito de material particulado se utilizarán los parámetros estadísticos aceptados internacionalmente y recomendados por Hanna (1993), Olesen (1995b) e Irwin (1998).

Por otra parte, considerando una relación másica entre el  $PM_{10}$  y el material particulado total, típica para áreas urbanas (confirmada a partir de observaciones realizadas en la ciudad de Buenos Aires, Bogo y otros, 2003), se podrá obtener una estimación de la distribución espacial de  $PM_{10}$  en la ciudad para diferentes períodos de promedio. Estos resultados, combinados con la nueva legislación de calidad del aire para la Ciudad de Buenos Aires (que incluye estándares de calidad de aire ambiente para  $PM_{10}$ ) y la distribución de la población en la ciudad (obtenida a partir del último Censo de Población), permitirán obtener una evaluación de la población expuesta a niveles de concentración de riesgo. El análisis de los resultados a obtener mediante la aplicación del modelo de

dispersión urbano permitirá estimar la frecuencia de ocurrencia de situaciones de riesgo y la evaluación de la población expuesta por grupo etéreo.

De esta forma, el objetivo general es avanzar en el desarrollo de una herramienta útil para el modelado de la dispersión atmosférica y el depósito de material particulado en un área urbana y, en particular, obtener resultados que signifiquen un avance en el conocimiento de la distribución espacio-temporal de la contaminación por material particulado en la Ciudad de Buenos Aires.

## **2. EL MATERIAL PARTICULADO**

El material particulado ambiente está compuesto por una mezcla heterogénea de partículas de diferentes tamaños y composición química. Las partículas difieren de acuerdo con sus fuentes de emisión, formas, tamaños, mecanismos de formación y composición química y pueden caracterizarse por sus propiedades físicas y químicas. Mientras las propiedades físicas tienen efecto sobre el transporte y el depósito de las partículas en el sistema respiratorio humano, la composición química de las partículas determina el impacto de éstas sobre la salud.

Existe una gran variedad de fuentes de emisión naturales y antropogénicas que contribuyen a las concentraciones de material particulado en la atmósfera. Entre las naturales se encuentran el polvo de la superficie que es resuspendido por el viento y los aerosoles marinos y biogénicos. Entre las fuentes antropogénicas se puede citar al transporte automotor, los aviones, los barcos, los trenes, la maquinaria agropecuaria, las actividades vinculadas con la construcción, los procesos de combustión en fuentes estacionarias, las industrias. Las partículas emitidas directamente a la atmósfera desde las fuentes de emisión son denominadas “partículas primarias” y las que se forman en la atmósfera a partir de precursores gaseosos (por condensación o coagulación) constituyen las “partículas secundarias”. Existe un gran número de componentes particulados primarios y secundarios, lo que determina que la química del material particulado es un problema complejo.

Las partículas generadas a partir de procesos de combustión, como ser el tránsito vehicular, las centrales térmicas de generación de energía y la quema de

bosques, tienen tamaños que varían desde unos pocos nanómetros hasta  $1\mu\text{m}$ . En cambio, las partículas provenientes del polvo resuspendido por el viento, del polen y de la sal marina tienen diámetros mayores al micrómetro.

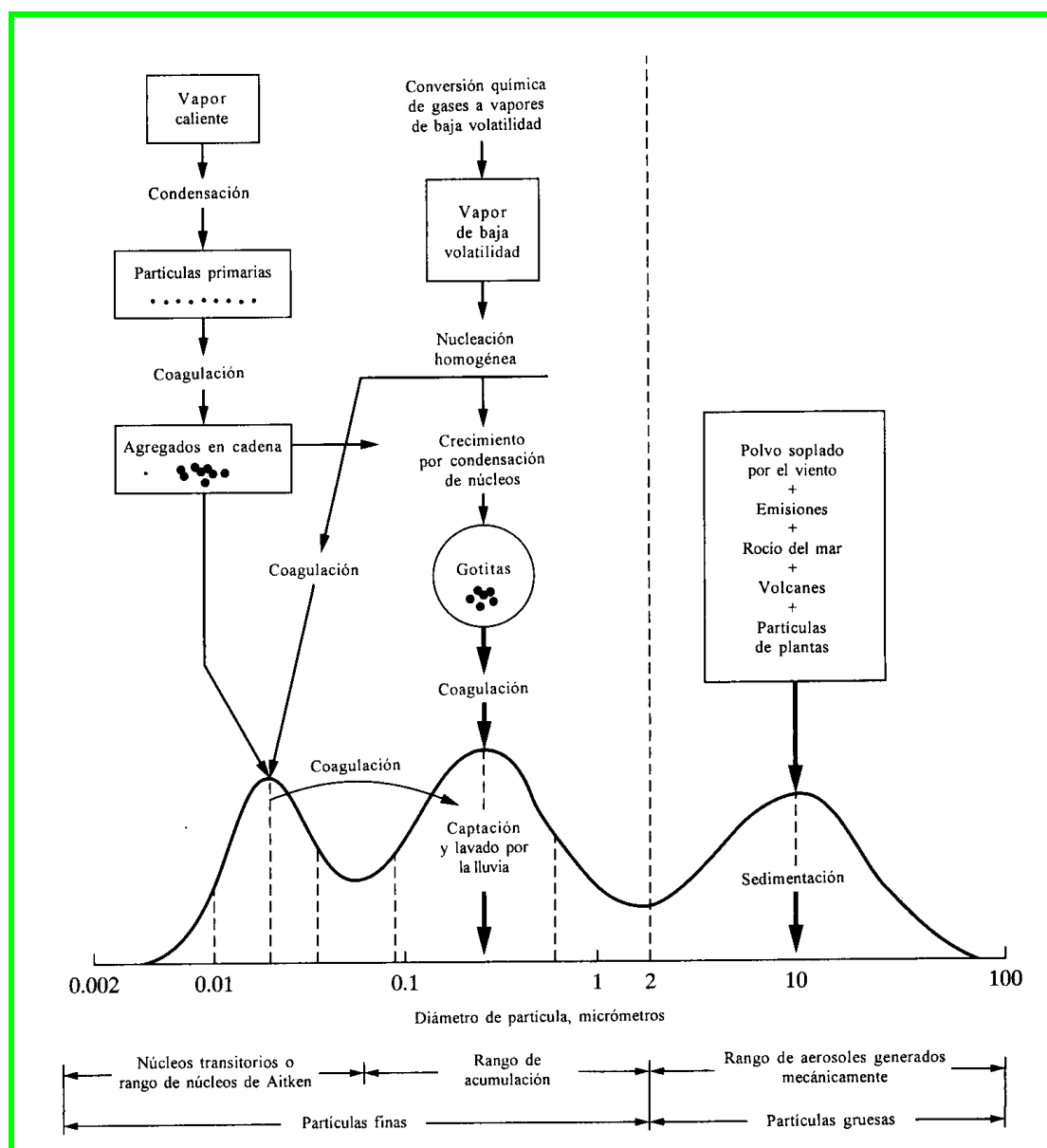
El material particulado atmosférico puede clasificarse por sus propiedades aerodinámicas debido a que éstas gobiernan el transporte y remoción de partículas desde la atmósfera, condicionan su depósito dentro del sistema respiratorio y están asociadas con la composición química y las fuentes de partículas. Las propiedades aerodinámicas de las partículas están relacionadas con el “diámetro aerodinámico”. Este se define como el diámetro de una esfera con las mismas características aerodinámicas que la partícula. Por lo tanto, las partículas son muestreadas y descritas sobre la base de su “diámetro aerodinámico”, usualmente llamado “tamaño de partículas”. El tamaño de las partículas en la atmósfera puede variar en cuatro órdenes de magnitud, desde  $10^{-3}\mu\text{m}$  hasta algunas decenas de micrones. A las partículas cuyo diámetro aerodinámico es inferior a  $10\mu\text{m}$  se la denomina  $\text{PM}_{10}$  y a las de diámetro aerodinámico inferior a  $2.5\mu\text{m}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ .

### ***2.1 Distribución del tamaño del material particulado atmosférico***

La distribución de las partículas según su tamaño es una de las características más importantes de los aerosoles atmosféricos, ya que tiene relación directa con el origen del material particulado, su composición química, su tiempo de residencia en la atmósfera, sus propiedades ópticas, sus efectos ambientales y con el depósito en el sistema respiratorio del hombre.

Si bien no existe en la bibliografía un criterio unificado para clasificar al material particulado, se distinguen, generalmente, dos grupos: las partículas "finas" cuyos diámetros son inferiores a  $1\ \mu\text{m}$  y partículas "gruesas" si el diámetro de éstas supera al micróon.

La Figura 2.1 incluye la distribución de tamaños de partículas respecto del área superficial y presenta sintéticamente los mecanismos de formación de cada "modo".



**Figura 2.1.** Distribución de tamaños de partículas respecto del área superficial, para una atmósfera industrial. (de Whitby, K.T (1975)).

Las partículas más finas, con diámetros comprendidos entre  $0.005 - 0.1 \mu\text{m}$ , entran a la atmósfera, en su mayor parte, por condensación de vapor proveniente de fuentes de combustión. Con el tiempo, por lo general luego de varias horas, estas partículas más pequeñas aumentan su tamaño, en su mayor parte por aglomeración de cada una de ellas sobre las otras. Parte de esta aglomeración ocurre en la fase gaseosa, causada por el movimiento Browniano que las mueve hasta que entran en contacto, parte ocurre en el interior de las nubes o gotitas de niebla. Las partículas de tamaño comprendido entre  $(0.1 - 1.0 \mu\text{m})$  se forman parcialmente por la aglomeración de partículas más finas y, en parte, por la conversión química de gases y vapores en partículas atmosféricas. Estas partículas son lo suficientemente grandes como para ser removidas por el efecto del lavado por la lluvia. Aunque crecen por aglomeración para formar partículas de mayor tamaño, este proceso es lento en comparación con la captación y el lavado por la lluvia. Las partículas más grandes ( $2.0$  a  $100 \mu\text{m}$ ) se generan en forma mecánica. Algunas de estas partículas gruesas provienen de fuentes industriales de partículas con controles deficientes. En su mayor parte estas partículas más grandes son removidas por la sedimentación por gravedad, con acción de la lluvia o sin ella.

Los dos primeros máximos de la Figura 2.1, representan casi exclusivamente partículas secundarias, formadas en la atmósfera a partir de precursores gaseosos (principalmente óxidos de azufre, óxidos de nitrógeno, amoníaco e hidrocarburos). Las cuatro clases más comunes de este grupo de partículas son: los metales pesados vaporizados por combustión, el carbón elemental, el carbón orgánico y los sulfatos y nitratos. Las partículas en el rango de nucleación crecen por coagulación, como producto de la unión de dos o más

partículas para formar una de mayor tamaño o por condensación de gases o moléculas de vapor sobre la superficie de las partículas. La eficiencia de la coagulación y de la condensación decrece con el aumento del tamaño de las partículas, por lo tanto, existe un límite superior de tamaño en aproximadamente  $1\text{ }\mu\text{m}$  a partir del cual las partículas no pueden aumentar de tamaño mediante estos procesos. De esta forma, los diámetros de las partículas originadas por estos procesos se encuentran entre  $0.1 - 1.0\text{ }\mu\text{m}$ . Este rango se denomina “rango de acumulación”. Las partículas finas, emitidas generalmente por las fuentes de combustión y originadas por los precursores gaseosos, pueden permanecer en el aire durante semanas y meses, y por lo tanto, pueden ser transportadas en la atmósfera a grandes distancias.

El tercer máximo de la distribución de tamaños representa en su mayor parte las partículas primarias, emitidas a la atmósfera en forma directa y corresponde al rango de las “partículas gruesas” ( $d_p > 1\text{ }\mu\text{m}$ ). Estas partículas son producidas generalmente en forma mecánica, por la ruptura de partículas sólidas más grandes. Este rango de partículas incluye el polvo levantado por el viento, el laboreo de tierra en la agricultura, el polvo levantado desde caminos no pavimentados o desde suelos desnudos o por la actividad minera. El tránsito vehicular desgasta el pavimento y genera turbulencia que puede levantar las partículas generadas en el desgaste. Cerca de las costas oceánicas, la evaporación del spray oceánico puede producir grandes partículas de sal. Granos de polen, esporas y partes de plantas e insectos están todas dentro de este rango de tamaños.

Como la cantidad de energía requerida para romper las partículas gruesas aumenta a medida que su tamaño disminuye, existe un límite inferior para el

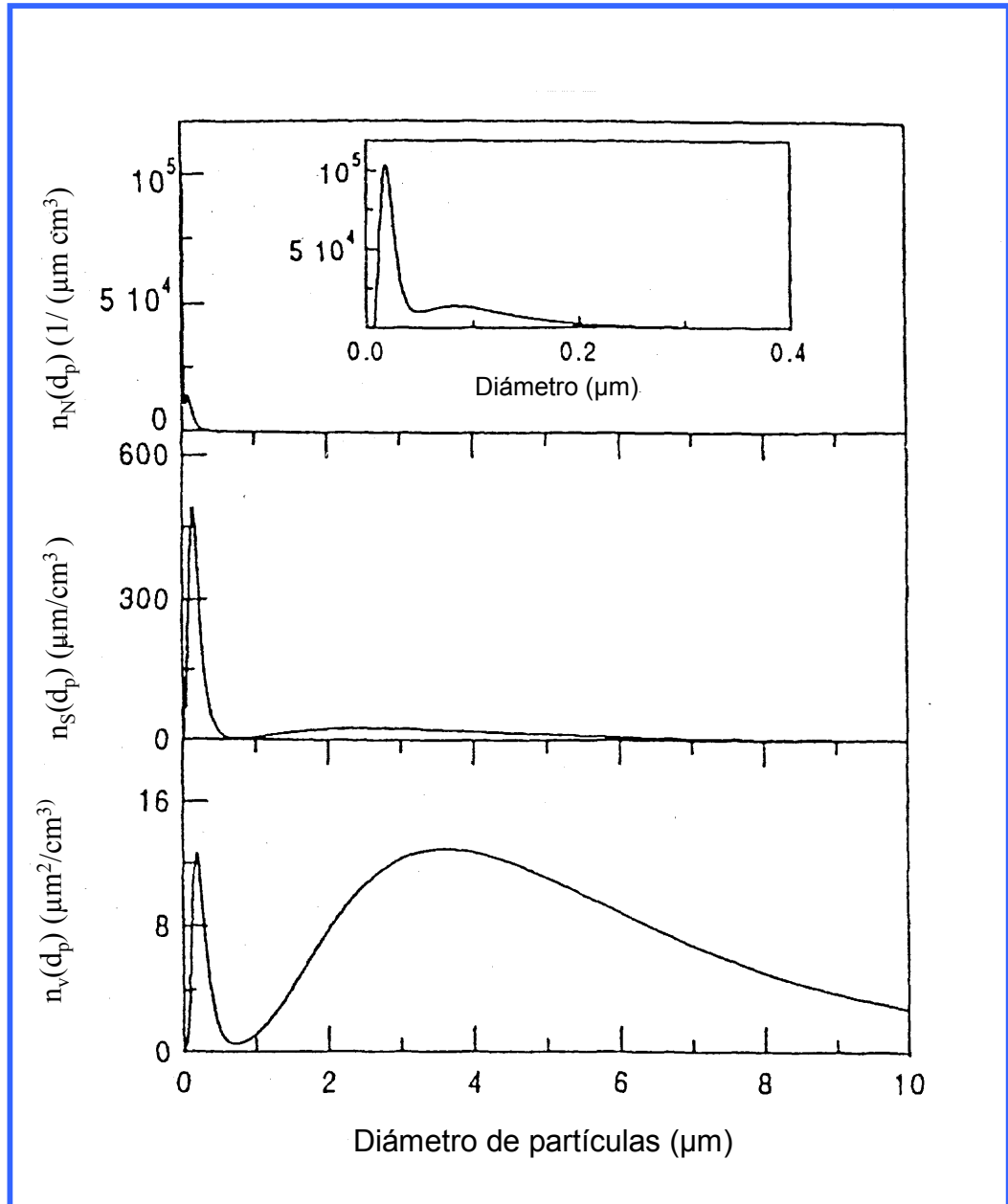


tamaño de estas partículas, de aproximadamente  $1\mu\text{m}$ . El tiempo de residencia en la atmósfera de las partículas en este rango de tamaño, depende de la interacción entre la sedimentación (asociada al depósito) y la mezcla turbulenta, que mantiene a las partículas en suspensión. Casi todas las partículas del modo grueso se originan a partir de procesos naturales o por mecanismos antropogénicos. Se depositan en la superficie por acción gravitatoria con mayor facilidad que las finas, y por lo tanto, sus efectos se manifiestan principalmente cerca del lugar donde fueron emitidas.

Si  $n_N(d_p)$  es la función de distribución de partículas en número, expresada en  $(1/(\mu\text{m cm}^3))$ , la expresión  $n_N(d_p)d(d_p)$  representa el número de partículas por  $\text{cm}^3$  de aire cuyos diámetros varían entre  $d_p$  y  $d_p + d(d_p)$ . El número total de partículas por  $\text{cm}^3$  ( $N$ ) se obtiene integrando la distribución de partículas,

$$N = \int_0^{\infty} n_N(d_p)d(d_p) \quad (2.1)$$

El mayor número de las partículas presentes en la atmósfera tiene diámetros menores que  $0.1\mu\text{m}$  y la función de distribución en número  $n_N(d_p)$  generalmente presenta un máximo en un rango angosto de diámetros de partículas cerca del origen (Figura 2.2).



**Figura 2.2.** Distribución de material particulado en número, en superficie y en volumen en función del diámetro de las partículas. La distribución en número para diámetros entre 0 y 0.5 μm se presenta en la parte superior de la Figura. (de Seinfeld y Pandis, 1998).

Además de la distribución en número, otra forma de representar la distribución de partículas en la atmósfera es a través del área superficial ( $n_S$ ), del volumen ( $n_V$ ) o de la masa de partículas.

Considerando a las partículas como esféricas, su superficie está dada por  $\pi d_p^2$ , por lo tanto, la función de distribución del área superficial de partículas puede expresarse ( $\mu\text{m}/\text{cm}^3$ )

$$n_s(d_p) = \pi d_p^2 n_N(d_p) \quad (2.2)$$

Por lo tanto,  $n_s(d_p)d(d_p)$ , representa el área superficial de las partículas, por  $\text{cm}^3$  de aire, con diámetros comprendidos entre  $d_p$  y  $d_p + d(d_p)$ .

La superficie total de partículas por  $\text{cm}^3$  (S) se obtiene integrando la distribución superficial de partículas (Ecuación (2.2)):

$$S = \int_0^{\infty} n_s(d_p) d(d_p) = \pi \int_0^{\infty} d_p^2 n_N(d_p) d(d_p) \quad (2.3)$$

La expresión (2.3) representa el área bajo la curva  $n_s(d_p)$  incluida en la Figura 2.2.

Asimismo, la distribución de las partículas en ( $n_v(d_p)$ ), puede obtenerse, considerando que el volumen de las partículas está dado por  $\frac{\pi}{6} d_p^3$ , y por lo tanto:

$$n_v(d_p) = \frac{\pi}{6} d_p^3 n_N(d_p) \quad (2.4)$$

La unidad de  $n_v(d_p)$  es  $\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$ . De esta forma, el volumen de partículas por  $\text{cm}^3$  de aire cuyos diámetros aerodinámicos se encuentran comprendidos en

el intervalo  $(d_p \text{ y } d_p + d(d_p))$ , está dado por  $n_v(d_p) d(d_p)$ . El volumen total de partículas por  $\text{cm}^3$  se obtiene integrando la expresión (2.4):

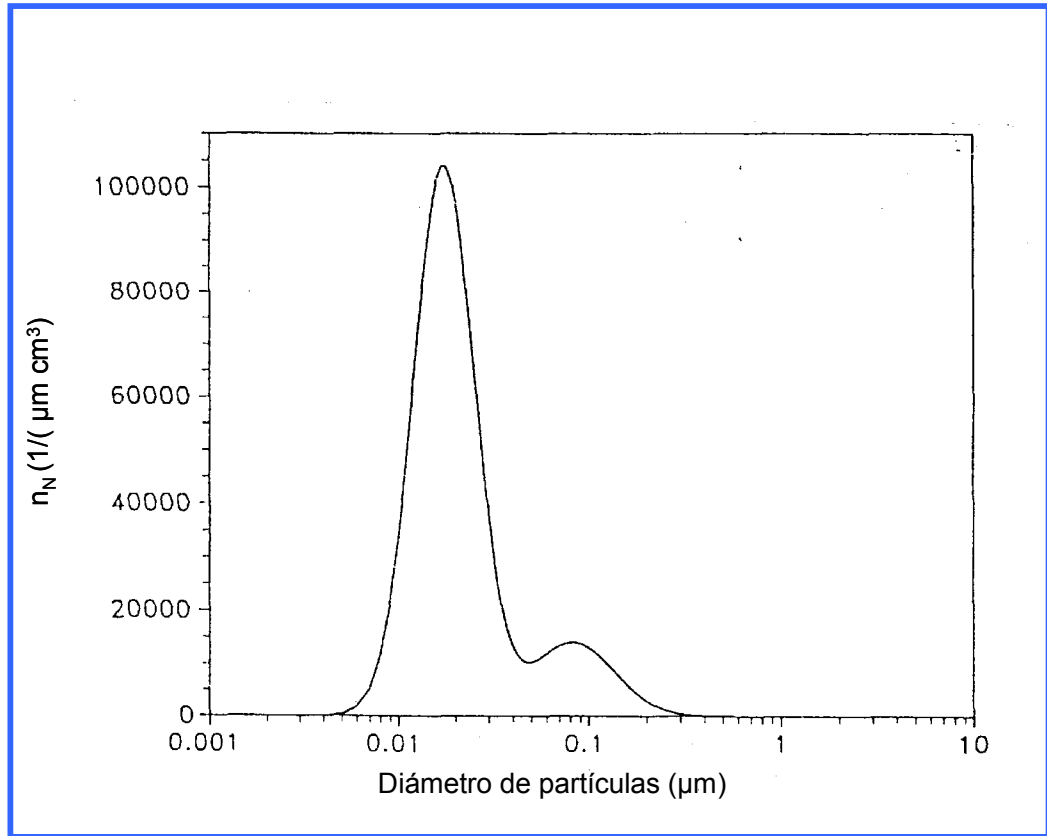
$$V = \int_0^{\infty} n_v(d_p) d(d_p) = \frac{\pi}{6} \int_0^{\infty} d_p^3 n_N(d_p) d(d_p) \quad (2.5)$$

Si las partículas tienen una densidad  $\rho_p$  ( $\text{g/cm}^3$ ), la distribución de partículas en masa estará dada por  $n_M(d_p)$ , cuya expresión es:

$$n_M(d_p) = \left( \frac{\rho_p}{10^6} \right) n_v(d_p) = \left( \frac{\rho_p}{10^6} \right) \left( \frac{\pi}{6} \right) d_p^3 n_N(d_p) \quad (2.6)$$

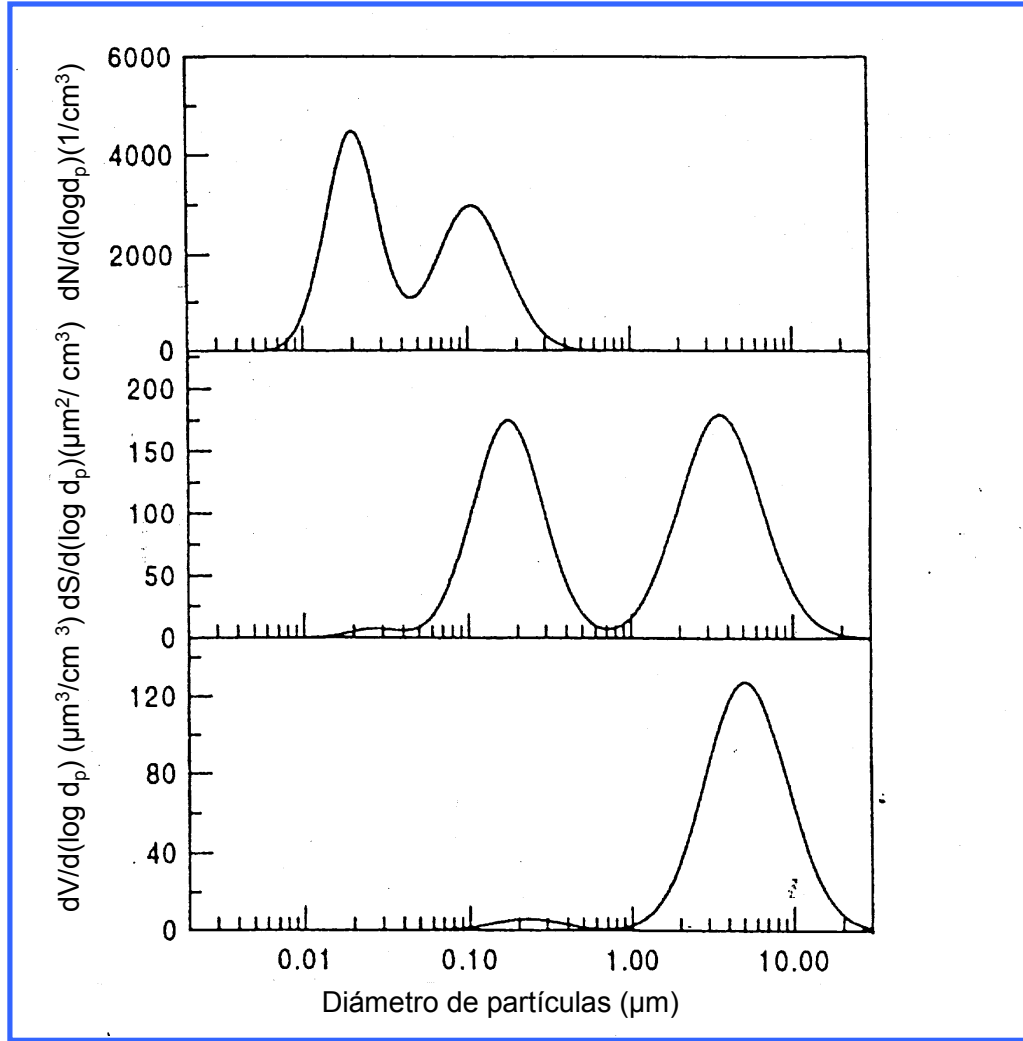
donde  $10^6$  representa el factor de cambio de unidades para pasar de  $\text{g/cm}^3$  a  $\mu\text{g}/\mu\text{m}^3$ , de manera que la unidad de  $n_M(d_p)$  es  $\mu\text{g}/(\mu\text{m cm}^3)$ .

Debido a que el diámetro de partículas en una población de aerosoles varía típicamente en varios órdenes de magnitud, la representación lineal de las funciones de distribución,  $n_N(d_p)$ ,  $n_S(d_p)$ ,  $n_v(d_p)$  y  $n_M(d_p)$  resulta poco conveniente. Por ejemplo, casi la totalidad de la distribución en número representada en la Figura 2.2 se concentra en diámetros que varían desde unos pocos nanómetros hasta  $0.3 \mu\text{m}$ . En la Figura 2.3, se presenta la función de distribución  $n_N(d_p)$ , considerando una escala logarítmica en el eje horizontal.



**Figura 2.3.** Distribución de material particulado en número en función del logaritmo del diámetro de partículas. (de Seinfeld y Pandis, 1998).

En esta Figura pueden apreciarse claramente los distintos órdenes de magnitud de  $d_p$  y los máximos relativos de  $n_N(d_p)$ . Sin embargo, el área bajo la curva de la Figura 2.3 no corresponde a la concentración en número. En cambio si, se considera la distribución en número, superficie o volumen del  $(\log d_p)$ , en lugar de  $d_p$ , el área bajo estas curvas representarán el número, la superficie y el volumen total de partículas, respectivamente. Estas representaciones se incluyen en la Figura 2.4.



**Figura 2.4.** Distribuciones de material particulado en número, superficie y volumen del  $\log d_p$ . (de Seinfeld y Pandis, 1998).

Para describir la distribución de tamaño de partículas atmosféricas se utiliza la distribución log - normal, por representar adecuadamente la forma de las distribuciones observadas (Seinfeld y Pandis, 1998).

La función de distribución de frecuencias normal para una cantidad  $U$  está dada por:

$$n(U) = \frac{N}{(2\pi)^{1/2} \sigma_U} \exp\left(-\frac{(U - \bar{U})^2}{2\sigma_U^2}\right) \quad (2.7)$$

donde  $\bar{U}$  es el valor medio de U,  $\sigma_U^2$  es la varianza de U y N es la concentración en número de U. En el caso del material particulado consideraremos  $U = \log d_p$  con  $[d_p] = \mu m$  (debido a que se ha considerado 1  $\mu m$  como diámetro de referencia), por lo tanto se obtiene:

$$n_N(\log d_p) = \frac{dN}{d \log d_p} = \frac{N}{(2\pi)^{1/2} \log \sigma_g} \exp\left(-\frac{(\log d_p - \log \bar{d}_{pg})^2}{2 \log^2 \sigma_g}\right) \quad (2.8)$$

donde N es la concentración en número de partículas,  $\bar{d}_{pg}$  y  $\sigma_g$  son el diámetro medio geométrico de partículas y su desviación estándar geométrica, respectivamente.

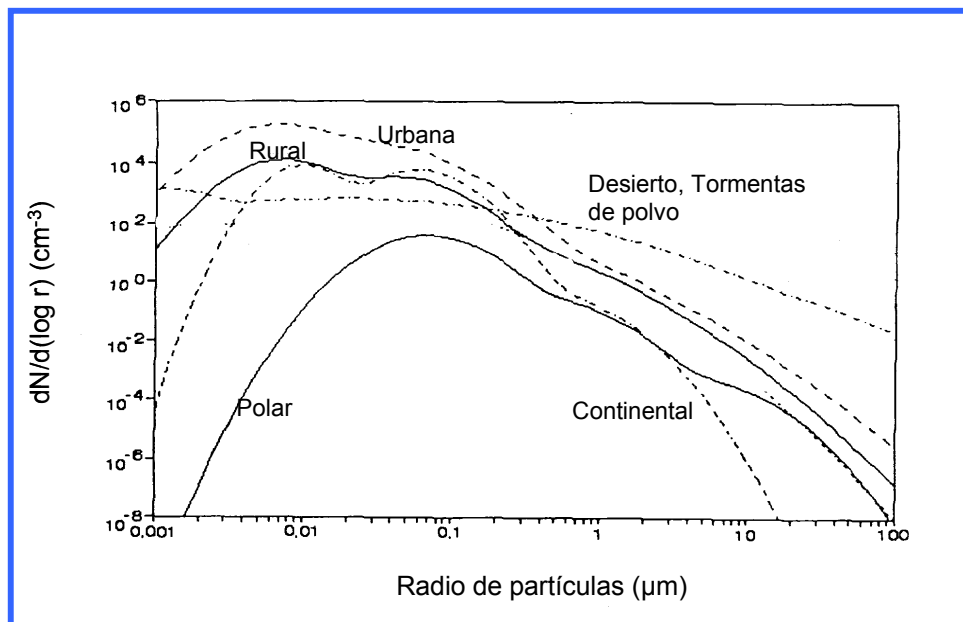
En la atmósfera, las distribuciones de tamaños de partículas observadas presentan generalmente varias frecuencias modales (como puede observarse en la Figura 2.4) y por lo tanto, se las puede representar a partir de una suma de  $\omega$  distribuciones log – normales:

$$n_N(\log d_p) = \frac{dN}{d \log d_p} = \sum_{i=1}^{\omega} \frac{N_i}{(2\pi)^{1/2} \log \sigma_{gi}} \exp\left(-\frac{(\log d_p - \log \bar{d}_{pgi})^2}{2 \log^2 \sigma_{gi}}\right) \quad (2.9)$$

donde el subíndice i representa el i-ésimo modo log-normal y por lo tanto,  $N_i$ ,  $\bar{d}_{pgi}$  y  $\sigma_{gi}$  son los parámetros de la distribución correspondiente al modo i.

## 2.2. Distribución del tamaño de partículas atmosféricas en diferentes tipos de zonas

En la Figura 2.5 , se presentan las distribuciones en número de tamaños de partículas obtenidas en zonas con diferentes tipos de terreno. Puede observarse que la distribución en número de tamaños de partículas atmosféricas varía con el tipo de zona que se esté considerando. Las mayores diferencias entre estas distribuciones se presentan en el rango de las partículas muy pequeñas y en las de mayor tamaño. Esta característica podría deberse a la influencia en el tiempo de residencia de las mismas en la atmósfera. Los aerosoles atmosféricos muestran menor variación en la concentración límite en el rango de radios de partículas entre 0.1 y 1  $\mu\text{m}$ . Las partículas en este rango de radio influyen sobre la visibilidad y la formación de nubes.

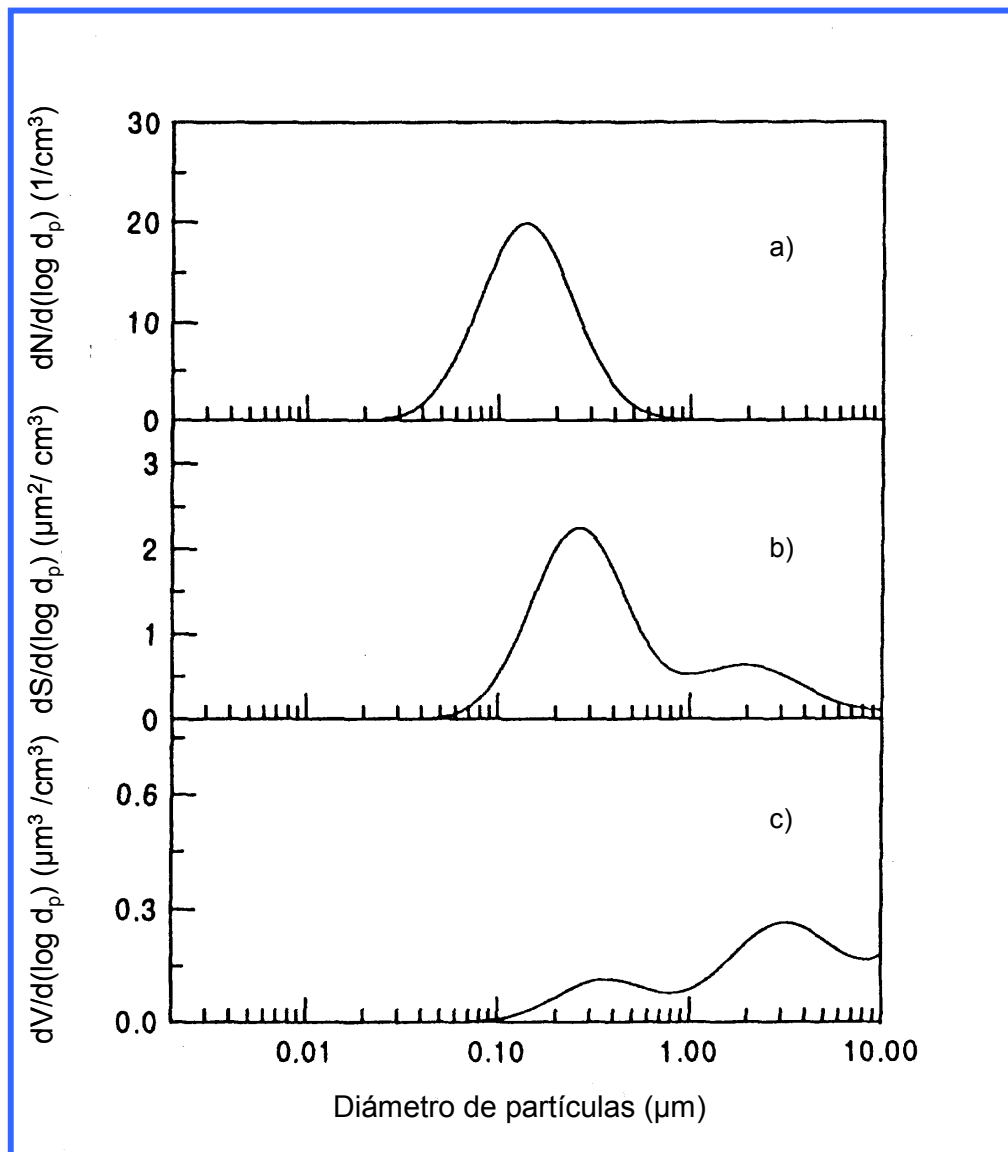


**Figura 2.5.** Distribución de partículas en número sobre distintas áreas (Jaenicke, 1993).

A modo de ejemplo se presentan a continuación las distribuciones de partículas atmosféricas correspondientes a atmósferas típicas sobre diferentes



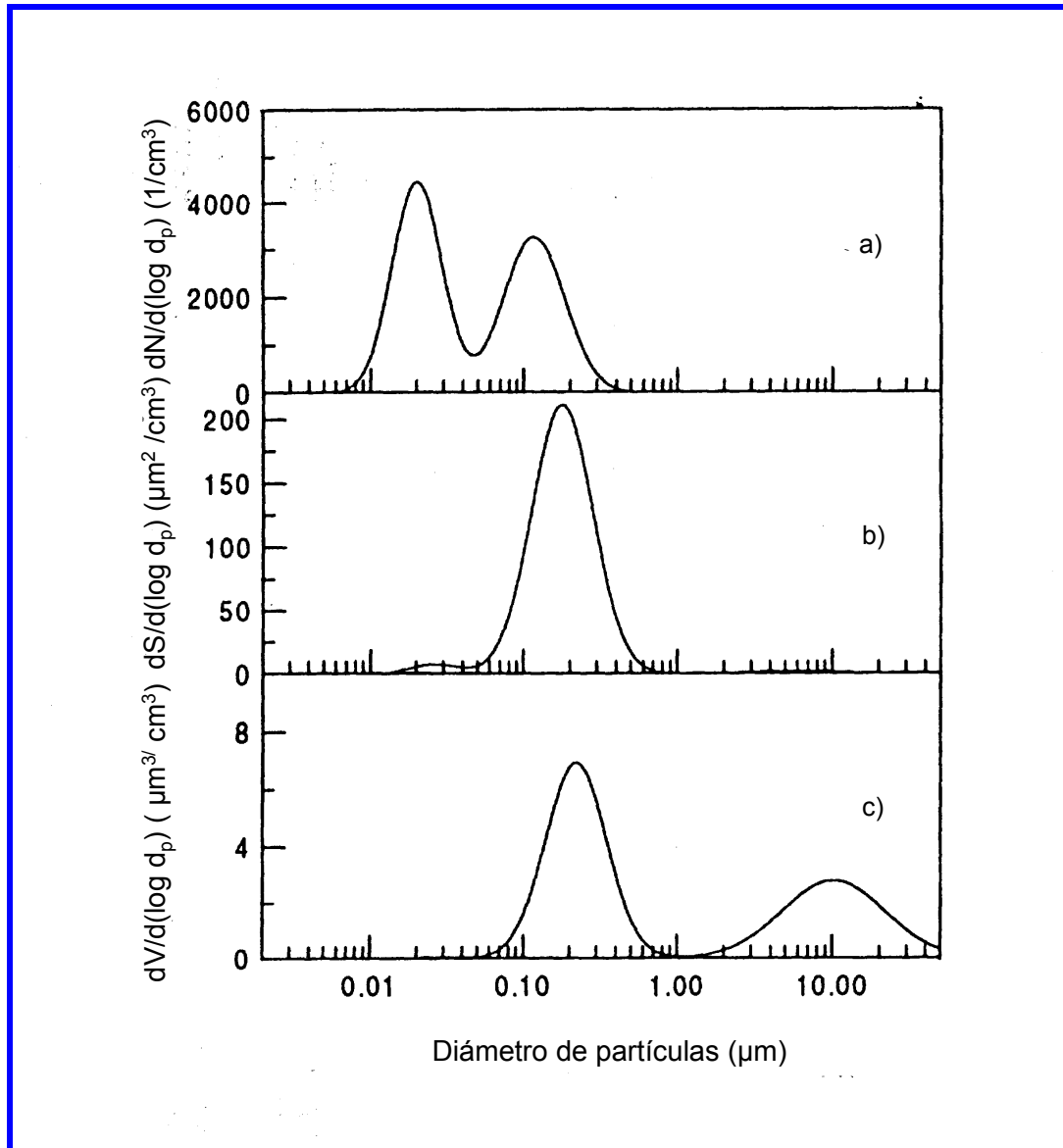
superficies. En la Figura 2.6 se presenta las distribuciones de partículas para una zona polar.



**Figura 2.6.** Distribuciones típicas de tamaño de partículas en una zona polar según : a) número de partículas, b) su superficie y c) su volumen. (de Seinfeld y Pandis, 1998).

Puede observarse que la distribución en número de partículas (Figura 2.6 a) presenta un diámetro medio en aproximadamente 0.15  $\mu\text{m}$  y la distribución de partículas en masa (Figura 2.6 c) presenta dos modos en 0.25 y 4.5  $\mu\text{m}$ .

En la Figura 2.7 se presentan las distribuciones de tamaño de partículas en número (Figura 2.7 a), en superficie (Figura 2.7 b) y en volumen (Figura 2.7 c) para una atmósfera típica correspondiente a un área continental.

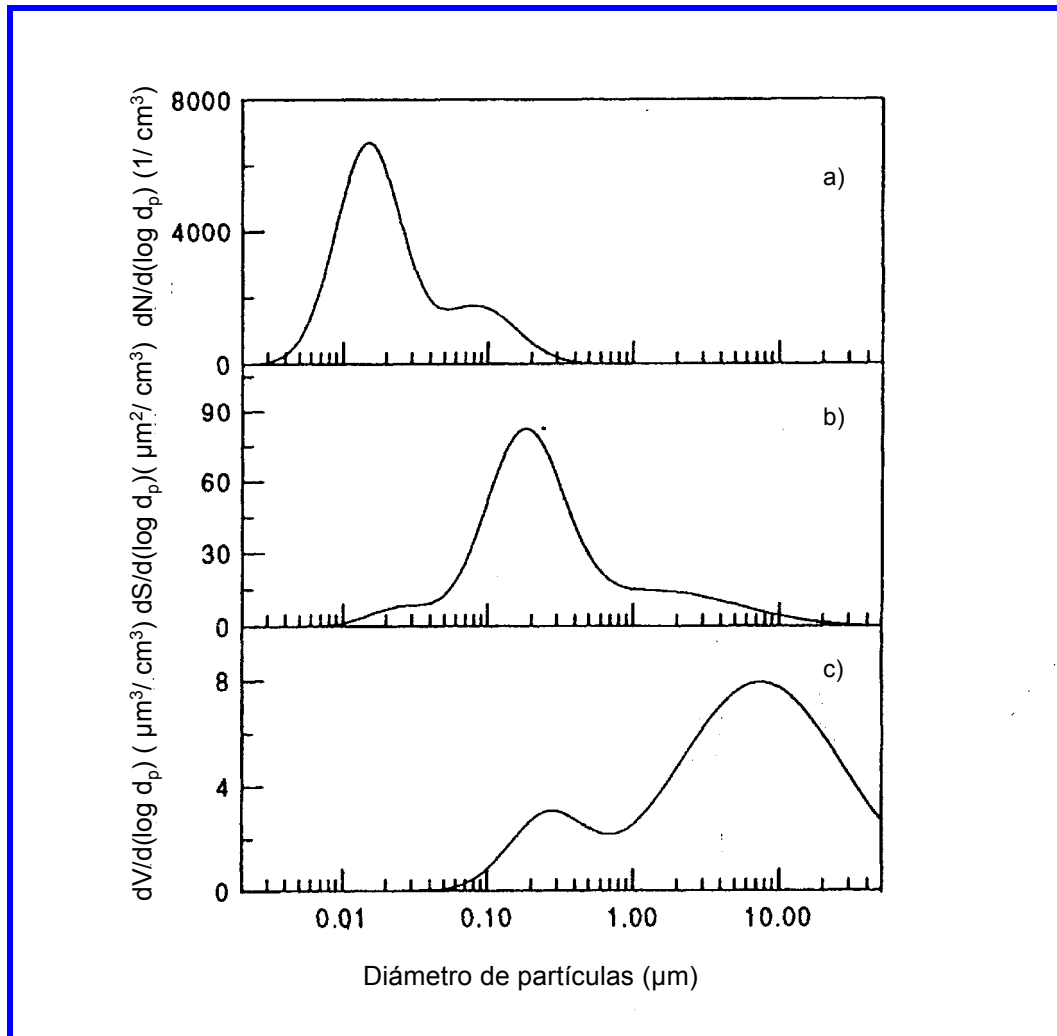


**Figura 2.7.** Distribuciones típicas de tamaño de partículas en un área continental según: a) número de partículas, b) su superficie y c) su volumen. (de Seinfeld y Pandis, 1998).

Las fuentes de emisión en este tipo de superficie contribuyen con partículas primarias (polvo, pólenes, etc.) y secundarias (fuentes de combustión de combustibles fósiles). La concentración de partículas en número (Figura 2.7 a)

varía entre 1000 y 5000 ( $1/\text{cm}^3$ ). La distribución de partículas en masa (Figura 2.7 c) presenta dos máximos uno en  $0.2 \mu\text{m}$  y otro en  $10 \mu\text{m}$ .

Por último, en un área rural (Figura 2.8) la principal fuente de material particulado es de origen natural, pero las fuentes antropogénicas también pueden tener una moderada influencia sobre las distribuciones de tamaño de partículas.



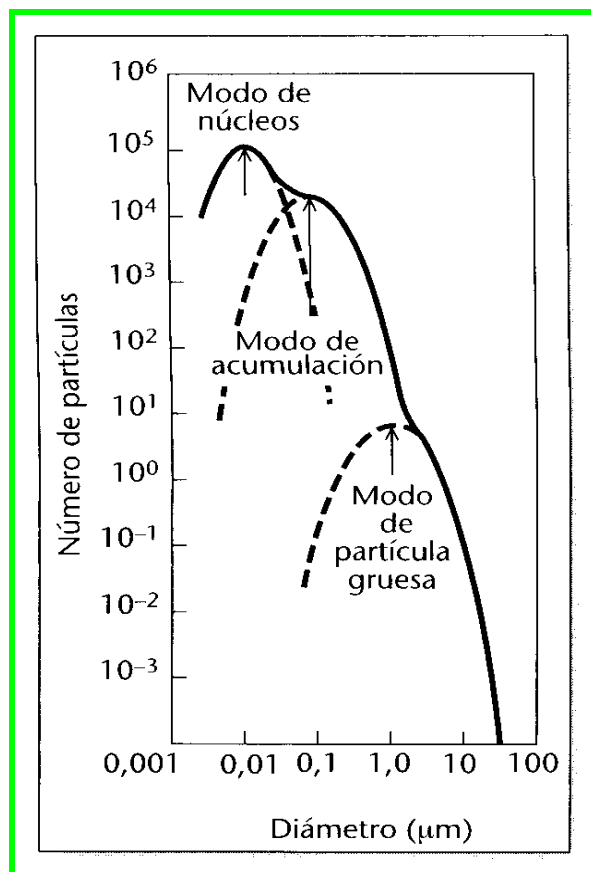
**Figura 2.8.** Distribuciones típicas de tamaño de partículas en un área rural según: a) número de partículas, b) su superficie y c) su volumen. (de Seinfeld y Pandis, 1998).

La distribución de partículas en número (Figura 2.8 a) presenta dos máximos, uno cuando el diámetro de partículas es de  $0.02 \mu\text{m}$  y otro en  $0.08 \mu\text{m}$ . Mientras que la distribución de partículas respecto a la masa está dominada por el modo grueso, centrado alrededor de los  $7 \mu\text{m}$ .

### 2.3 Distribución del tamaño de partículas en áreas urbanas

El material particulado en los centros urbanos está conformado por una mezcla entre partículas provenientes de las emisiones industriales, del transporte automotor, de la generación de electricidad y de las fuentes naturales. La distribución de tamaño del material particulado en un área urbana puede presentar una gran variabilidad. Una de las características más importantes del material particulado en las zonas urbanas es su carácter multimodal.

La Figura 2.9 incluye la representación de la distribución de tamaños de partículas en número para un área urbana típica (Whitby, 1978).



**Figura 2.9.** Distribución del tamaño de partículas en número, para una atmósfera urbana típica (Whitby, 1978).

El máximo de la distribución se presenta alrededor de 0.01  $\mu\text{m}$ , indicando que el mayor número de las partículas urbanas pertenece al rango de núcleos de Aitken. Los máximos secundarios se encuentran aproximadamente en 0.1  $\mu\text{m}$  y 1.0  $\mu\text{m}$ .

La distribución en número de tamaño de partículas típica para en un área urbana, se puede expresar a partir de la suma de tres distribuciones log-normales, dadas por la expresión (2.9) con  $\omega = 3$  (Seinfeld y Pandis, 1998):

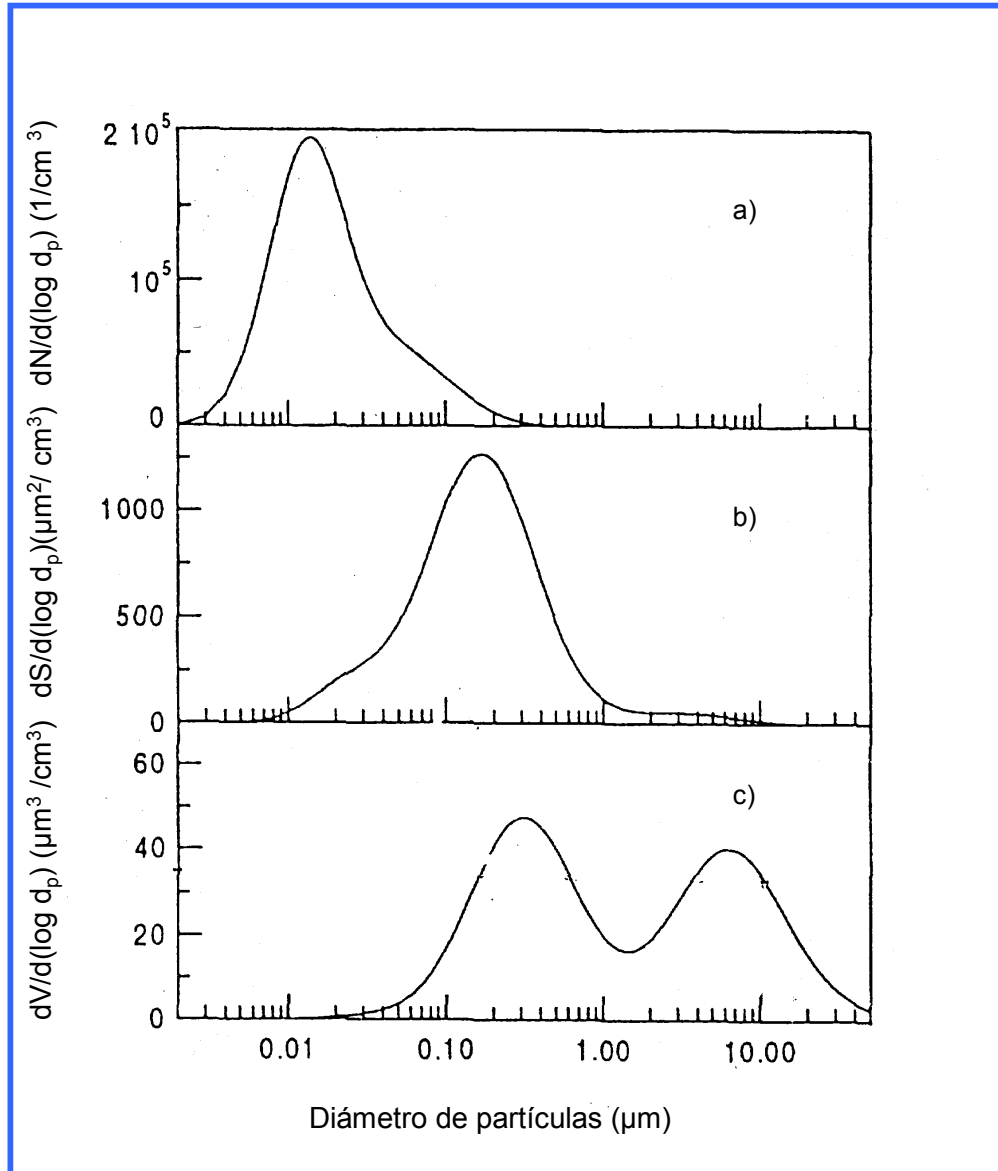
$$\frac{dN}{d \log d_p} = \sum_{i=1}^3 \frac{N_i}{(2\pi)^{1/2} \log \sigma_{gi}} \exp \left( - \frac{(\log d_p - \log \bar{d}_{pgi})^2}{2 \log^2 \sigma_{gi}} \right) \quad (2.10)$$

Los valores de los parámetros representativos de la distribución correspondiente a cada modo  $i$ , se incluyen en la Tabla 2.1

**Tabla 2.1.** Parámetros característicos de la distribución de tamaños de partículas “típica” para áreas urbanas. El subíndice  $i$  hace referencia a cada uno de los modos (Seinfeld y Pandis, 1998).

Modo $i$	$N_i (\text{cm}^{-3})$	$\bar{d}_{pgi} (\mu\text{m})$	$\log \sigma_{gi}$
1	$9.93 \times 10^4$	0.013	0.245
2	$1.11 \times 10^3$	0.014	0.666
3	$3.64 \times 10^4$	0.05	0.337

En la Figura 2.10, se presentan las distribuciones de tamaños de partículas típicas en aire urbano según: a) el número de partículas, b) su superficie y c) su volumen (Seinfeld y Pandis, 1998).

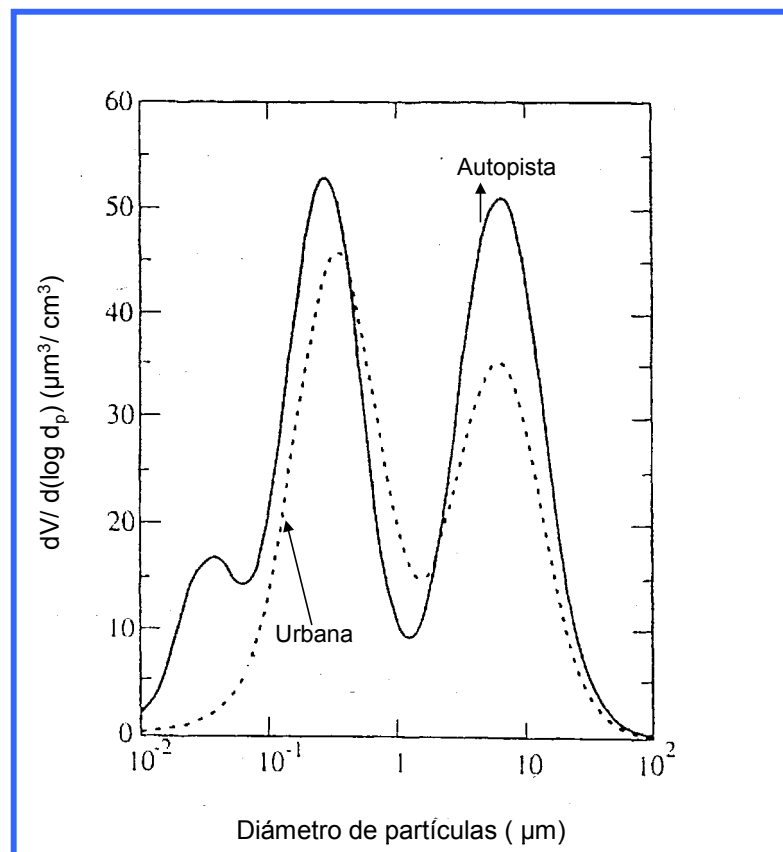


**Figura 2.10.** Distribuciones típicas de tamaños de partículas en un área urbana. a) número de partículas, b) su superficie y c) su volumen. (Seinfeld y Pandis, 1998).

Se observa que, la distribución en número ( $n_N$ ) (Figura 2.10 a) presenta un máximo en los diámetros pequeños, alrededor de 0.02 μm. Las partículas más pequeñas a pesar de ser más abundantes, representan una pequeña porción cuando se considera una distribución en superficie o en volumen. La distribución en superficie ( $n_S$ ) (Figura 2.10 b) presenta un máximo en las partículas de diámetro comprendido entre (0.1-0.5) μm. Por otra parte, en la distribución en

volumen ( $n_v$ ) (Figura 2.10 c) se distinguen dos modos, uno corresponde a diámetros de partículas en el intervalo (0.1-1.0)  $\mu\text{m}$ , representativo del "modo acumulado" y otro en el intervalo de partículas mayor que 3  $\mu\text{m}$  (cerca de 10  $\mu\text{m}$ ), que corresponde al "modo grueso".

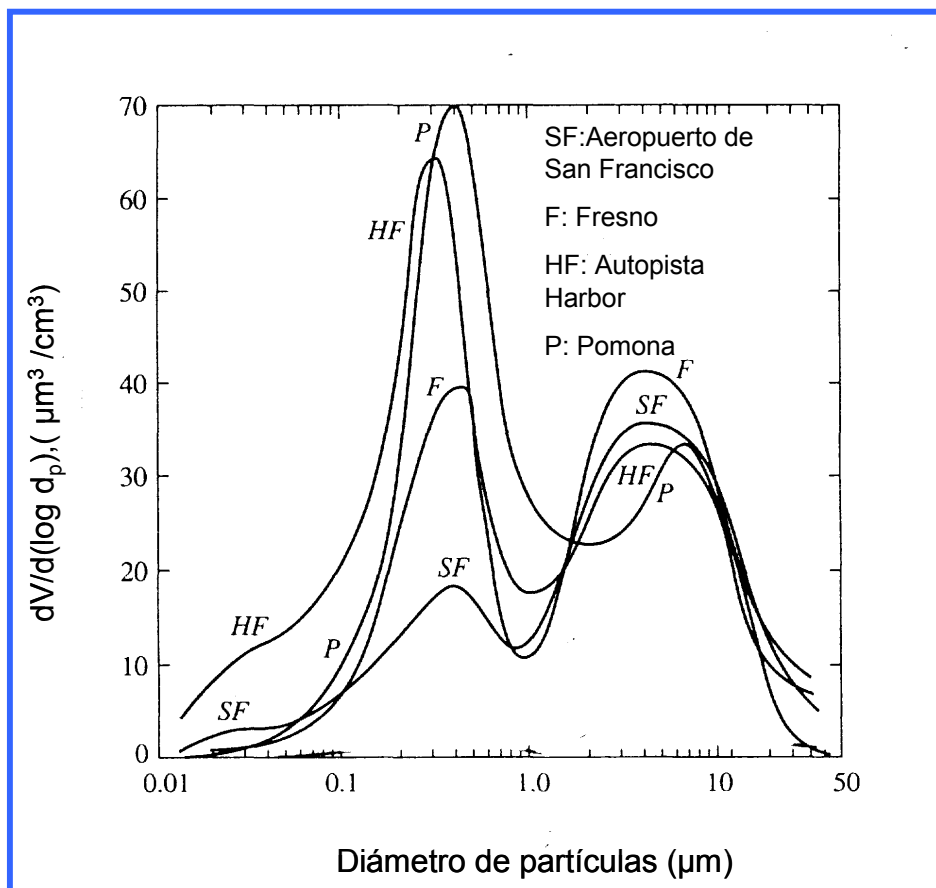
En los centros urbanos, la concentración másica de partículas en los modos acumulado y grueso son, generalmente, comparables. Sin embargo, el modo nucleico o ultrafino está conformado por partículas cuyo volumen es despreciable, excepto en las zonas muy cercanas a las fuentes de combustión. Por ejemplo, en la Figura 2.11, se presentan las distribuciones medias de partículas en volumen, para dos condiciones diferentes: en una zona urbana, y cerca de una autopista.



**Figura 2.11.** Distribución de partículas en volumen cerca de una autopista y en un área urbana. (de Seinfeld y Pandis, 1998).

Se puede observar que la distribución en volumen de partículas cerca de la autopista presenta un tercer modo (nucleico o ultrafino) en diámetros inferiores a  $0.1 \mu\text{m}$ .

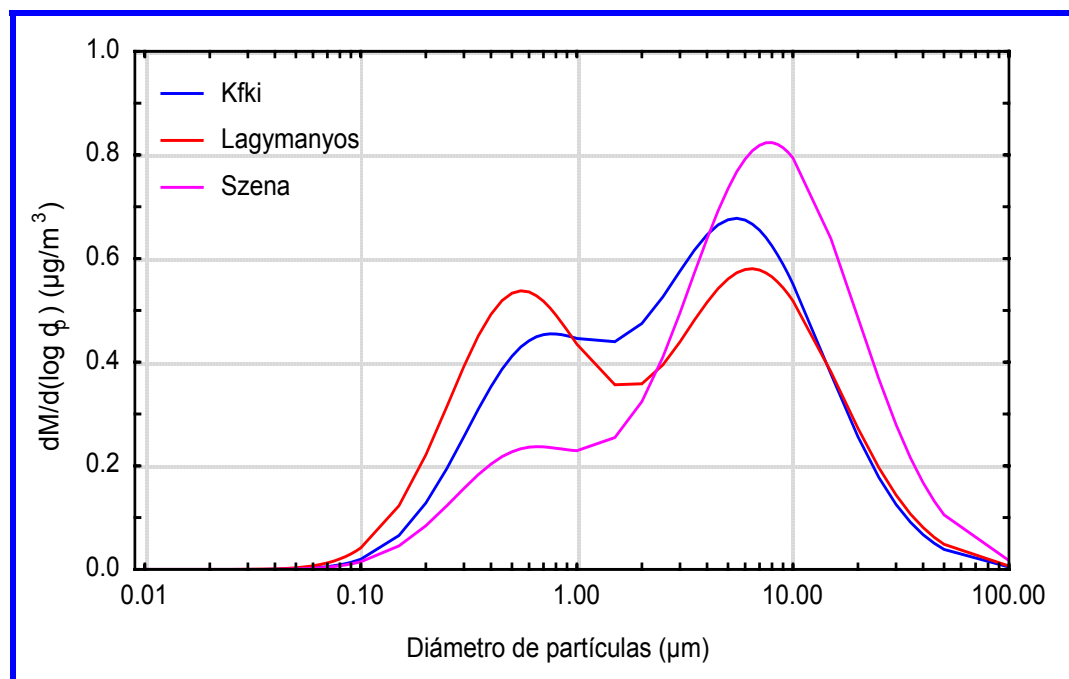
En la Figura 2.12 se presenta la distribución de partículas atmosféricas para diferentes localidades de California (Whitby y Sverdrup, 1980). Se puede observar que la distribución de tamaño de partículas en volumen, generalmente presenta dos máximos, uno entre  $(0.1 - 1) \mu\text{m}$  y otro entre  $(2 - 9) \mu\text{m}$ . La ubicación de estos máximos en la distribución de tamaño de partículas varía de una localidad a otra.



**Figura 2.12.** Distribución de partículas en volumen en diferentes lugares de California. (Whitby y Sverdrup, 1980).

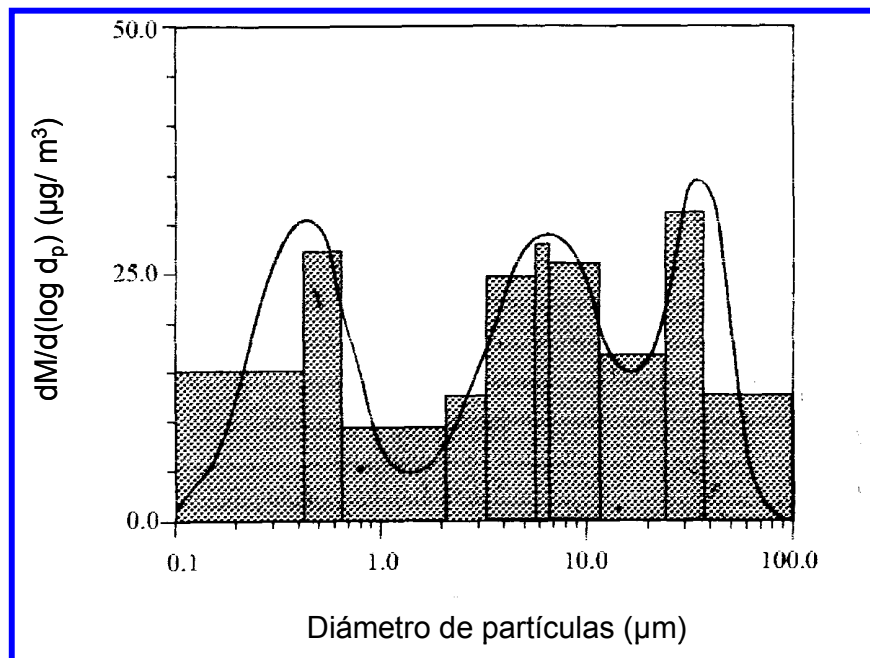


Salma y otros (2002) realizaron mediciones de las distribuciones de material particulado en el período comprendido entre los meses de Abril y Mayo de 1999, en tres lugares de la ciudad de Budapest (Hungría) (Figura 2.13). La ciudad de Budapest consta de aproximadamente 2 millones de habitantes. Uno de los lugares de muestreo representados (Kfki) está situado en el borde de la ciudad, mientras que los otros dos están ubicados en el centro de la ciudad (Lagymanyos y Szena). Una de las características que más destacan los autores, es que la masa del material particulado observado, se encuentra principalmente en el modo grueso ( $d_p > 1 \mu m$ ) (como puede observarse en la Figura 2.13). Esto podría deberse, a que gran parte del material particulado proviene de la erosión edilicia y de la resuspensión de partículas debida a una intensa actividad de la construcción existente durante el período de medición. Además, mencionan que el “modo acumulado” es también significativo en todos los puntos de muestreo.



**Figura 2.13.** Distribución de partículas en masa en las ciudades de Kfki, Szena y Lagymanyos (Hungría) (Salma y otros, 2002).

Lestari y otros (2003) realizaron diversas mediciones de las distribuciones de partículas en masa en 19 lugares de la ciudad de Chicago, en el período primavera- verano y otoño de 1994 y 1995. En la Figura 2.14 se presenta la distribución de tamaño de partículas en masa observada y el ajuste a una función trimodal. La distribución de partículas en masa de material particulado presentó tres máximos, uno en el modo fino con diámetro característico de  $0.43\ \mu\text{m}$  y dos en el modo grueso en  $6.75$  y  $28.6\ \mu\text{m}$ , respectivamente.



**Figura 2.14.** Distribución de partículas en masa observada en la ciudad de Chicago (barras) y ajuste a una función de distribución trimodal (línea) (Lestari y otros, 2003).

### **3. EL MATERIAL PARTICULADO EN GRANDES CENTROS URBANOS**

#### ***3.1 Ciudad de México (México)***

La Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) es la zona urbana más poblada de América Latina y el Caribe. Se encuentra en el extremo sur del valle de México a una altura media de aproximadamente 2240 m, se extiende en todo lo ancho del valle cubriendo una superficie de unos 1200 km<sup>2</sup> y abarca un Distrito Federal y 17 municipios. La altura media de los cerros que rodean al valle de México es de unos 3200 m, pero algunos de los picos superan los 5000 m. Como resultado del crecimiento urbano (Molina y Molina, 2002), ha desaparecido el 75% de los pinares, exponiendo más de 40000 hectáreas de tierra a la erosión del viento, una de las principales fuentes de material particulado en el aire ambiente de la zona. La población de la ZMCM supera los 18 millones de habitantes que representan el 18% de la población del país. Las principales fuentes antropogénicas de contaminación atmosférica en el área son las emisiones de unos 3.5 millones de vehículos, 35000 industrias y 12000 instalaciones de servicios. La topografía y el clima de la zona son también factores fundamentales de la extraordinaria gravedad de los niveles de contaminación. Algunos de los efectos sobre la salud a corto plazo de la contaminación atmosférica en la ZMCM incluyen irritación ocular, cefaleas e irritación e inflamación de las vías respiratorias superiores, lo que provoca disnea, dolores de garganta, tos y ronquera. Estudios realizados indican una clara y positiva correlación entre el nivel, la duración y la frecuencia de los episodios de

contaminación atmosférica y la incidencia de los síntomas (DDF, 1996). El material particulado es uno de los contaminantes atmosféricos más críticos de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, junto con el ozono y sus precursores, el dióxido de nitrógeno y los hidrocarburos. Las principales fuentes de emisión de material particulado en la ZMCM son el transporte vial, la industria, las instalaciones de servicios y las polvaredas (Molina y otros, 2002). Los inventarios de emisiones realizados indican que los vehículos automotores son claramente la fuente más importante de emisiones de material particulado en la zona (Molina y Molina, 2004). Los registros obtenidos desde 1986, revelan que las concentraciones diarias de material particulado total en suspensión (PTS) en la Ciudad de México pueden superar la norma mexicana de calidad del aire varias veces al año. Los valores de concentración más alarmantes se presentaron durante 1990-1991, cuando se registraron concentraciones diarias de PTS comprendidas entre  $1100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y  $1300 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en una zona industrial ubicada en el noreste de la ciudad (LANL e IMP, 1994). Estas concentraciones se encuentran entre las más elevadas registradas en todo el mundo. En el año 1993, las concentraciones diarias de PTS superaron la norma de calidad del aire durante el 64% de los días de muestreo en el sureste, el 30% de los días de muestreo en el noreste y el 10% de los días de muestreo en el centro de la zona metropolitana.

En 1995, las concentraciones medias diarias de PTS alcanzaron valores comprendidos entre  $400\text{-}700 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en diferentes zonas de la ciudad. En ese período, la norma de calidad del aire (para 24hs) fue superada el 82% de los días de muestreo en el noreste, el 46% en el sureste, el 18% en el centro, el 12% en el noroeste y el 2% en el sudoeste de la zona Metropolitana de la Ciudad de México (DDF, 1997).

Por otra parte, se han registrado concentraciones medias anuales de PTS que superan la norma de calidad del aire ( $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en varios puntos de muestreo. En algunos casos, estos valores han llegado a superar los  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (CMPCCA, 1995, DDF, 1997).

Las concentraciones de material particulado  $\text{PM}_{10}$ , se registran en la ZMCM desde 1988. Los valores indican que, también en estos casos, las concentraciones medias diarias superan la norma de calidad del aire ( $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Las medidas de control implementadas en las últimas décadas, han permitido reducir el porcentaje de veces en las que se supera la norma de calidad del aire, del 40% de las mediciones en 1988, al 16% en 1994 y al 13% en 1995 (DDF, 1996). Los valores más altos de concentración diaria de  $\text{PM}_{10}$  pueden encontrarse entre  $180\text{-}250 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y generalmente se presentan en la zona noreste y centro del área metropolitana (DDF, 1997). Por otra parte, se han registrado valores de concentraciones medias anuales de  $\text{PM}_{10}$  que superan la norma mexicana de calidad del aire ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), llegando en algunas zonas, a valores de  $87 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (DDF, 1997). Resultados recientes (INE, 2004) indican que en general, en los últimos años las concentraciones de material particulado presentan una tendencia a disminuir, aunque todavía los valores observados son superiores a la norma de calidad del aire.

### **3.2 Santiago de Chile (Chile)**

La Zona Metropolitana de Santiago (ZMS) es la zona urbana más poblada de Chile y el centro de las actividades económicas e industriales del país. Esta región tiene uno de los peores problemas de contaminación atmosférica de todos

los centros urbanos de América Latina. Los principales sectores industriales de la ZMS se dedican a la producción de alimentos, textiles, productos químicos, minerales, plásticos, metal, papel y caucho. La capital de Chile ocupa una superficie de 135 km<sup>2</sup> y tiene una población, de alrededor de 5.3 millones de habitantes, que representa el 40% de la población chilena. La ciudad se encuentra a una altitud comprendida entre los 400 m y los 900 m, en un valle rodeado por altas montañas. Estas montañas (la Cordillera de los Andes hacia el este y la Cordillera de la Costa hacia el oeste) restringen la entrada y salida del flujo del aire en el valle. Estudios realizados, relacionaron los altos niveles de contaminación atmosférica en la ZMS con una mayor incidencia de trastornos respiratorios (tos, ronquera) en los niños, trastornos de las vías respiratorias superiores (asma, neumonía) en la población en general y con un aumento en la tasa de mortalidad por problemas derivados de la contaminación atmosférica (Belmar 1993).

Los contaminantes atmosféricos más críticos en la ZMS son las partículas totales en suspensión (PTS), el material particulado PM<sub>10</sub> y el PM<sub>2.5</sub>, que alcanzan niveles muy altos durante los meses más fríos (desde Abril hasta fines de Septiembre) (Kavouras y otros, 2001a,b). Preocupan también otros contaminantes, tales como el monóxido de carbono durante los meses más fríos y el ozono durante los meses más cálidos.

Las concentraciones de PTS en el aire en la ZMS se encuentran entre las más altas de las observadas en todas las zonas urbanas del mundo. En 1995, la concentración diaria máxima de PTS alcanzó 621 µg/m<sup>3</sup>, muy superior a la norma chilena de calidad del aire (260 µg/m<sup>3</sup>). Asimismo, durante una campaña realizada ese año, la norma de calidad del aire fue superada en 45 de los 91 días

de muestreo. En otros puntos de la ciudad las concentraciones medias diarias máximas variaron entre  $311 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y  $455 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Las concentraciones medias anuales de PTS registradas durante 1995 en cuatro lugares de la ciudad resultaron entre  $146 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y  $266 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , valores muy superiores a la norma chilena de calidad del aire ( $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (Molina y Molina, 2004). Entre 1989 y 1994, las concentraciones anuales de  $\text{PM}_{10}$  en el ambiente, observadas en la zona del centro de la ZMS, resultaron entre  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y  $149 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , superando ampliamente la norma de calidad del aire de la Agencia de Protección del Ambiente de los Estados Unidos (U.S.EPA), de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (no existe una norma chilena correspondiente a  $\text{PM}_{10}$  para este período de promedio). En 1995 las concentraciones anuales de  $\text{PM}_{10}$  en la ciudad resultaron algo menores variando entre  $88 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y  $109 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Por otra parte, las concentraciones medias diarias de  $\text{PM}_{10}$  superaron la norma chilena de calidad del aire ( $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) durante 100 días en 1990, 69 días en 1991 y 84 días en 1992. A partir de 1992 las concentraciones de  $\text{PM}_{10}$  han disminuido ( $\approx 1.5\% - 3.3\%$ ) como resultado de medidas de control de la contaminación atmosférica implementadas y el número de días en los que las concentraciones medias diarias de  $\text{PM}_{10}$  superan la norma también se redujeron (Jorquera y otros, 2000, Jorquera, 2002).

Por otra parte en la ZMS, el material particulado  $\text{PM}_{2.5}$ , constituye un grave problema de salud ya que se registran concentraciones altas en el centro de la ciudad. Se han registrado valores diarios de  $\text{PM}_{2.5}$  de  $164 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $146 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $174 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y  $121 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en diferentes puntos de medición ubicados en la ciudad. Estas concentraciones son de 2.4 a 3.5 veces más altas que la norma de calidad del aire (para 24 horas) propuesta por la Agencia de Protección del Ambiente de los Estados Unidos (U.S.EPA) ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Asimismo, las concentraciones medias

anuales de  $PM_{2.5}$  observadas en la zona Metropolitana de Santiago variaron entre  $32 \mu g/m^3$  y  $48 \mu g/m^3$ . Estas concentraciones superan la norma anual propuesta por la U.S.EPA ( $15 \mu g/m^3$ ). La importancia relativa de las fuentes móviles de  $PM_{2.5}$  se ha duplicado en la última década, mientras que las contribuciones de las fuentes fijas (por ejemplo, chimeneas industriales, plantas generadoras de energía) se han reducido a la mitad del valor que tenían a comienzos de la década del 90' (Jorquera, 2002).

### **3.3 San Pablo (Brasil)**

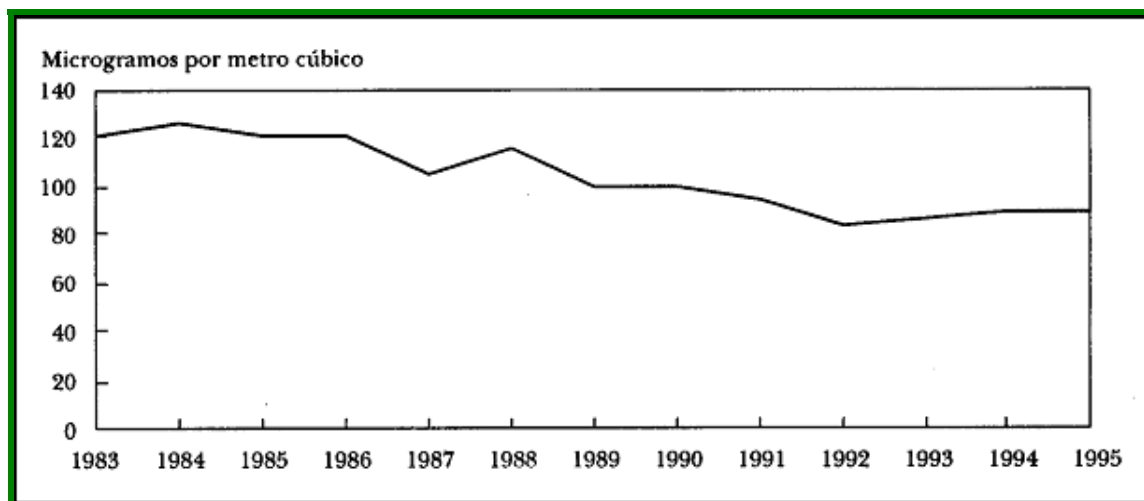
La Región Metropolitana de San Pablo (RMSP) es el segundo centro urbano de América Latina y el Caribe por su tamaño (después de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México), tiene 18 millones de habitantes en 39 municipios que abarcan una superficie de aproximadamente  $8000 \text{ km}^2$ ,  $2/3$  de la cual está urbanizada. La RMSP está ubicada en altitudes que varían entre 650 m a 1200 m. Debido a las inversiones térmicas, la calidad del aire ambiente de San Pablo empeora durante el invierno (de Mayo a fines de Septiembre) (Sánchez-Ccoyllo y de Fatima Andrade, 2002). La rápida industrialización y urbanización de San Pablo han provocado graves problemas ambientales. Desde los años '70 las autoridades federales y estatales se han preocupado por combatir la contaminación atmosférica de origen industrial y en la actualidad dan prioridad al control de la contaminación atmosférica causada por las emisiones de los vehículos automotores en la RMSP. Los valores observados de concentraciones medias diarias de PTS suelen superar la norma de calidad del aire local



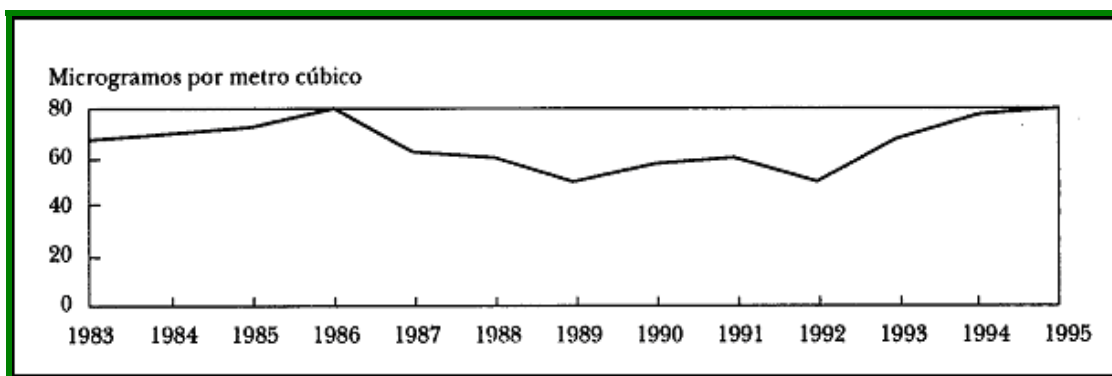
( $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) con frecuencias que varían entre el 2% al 20% del tiempo, en diferentes zonas de la ciudad.

Por otra parte, San Pablo presenta un severo problema de contaminación por material particulado  $\text{PM}_{10}$ . Las concentraciones medias anuales de  $\text{PM}_{10}$ , registradas en RMSP son superiores a la norma de calidad del aire de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en algunas estaciones de monitoreo en la ciudad. Las concentraciones más altas se producen durante el invierno (Castanho y Artaxo, 2001) y alcanzan valores medios diarios entre  $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y  $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$  superando frecuentemente la norma de calidad del aire correspondiente ( $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Generalmente durante más del 15% del año, la concentración media diaria de  $\text{PM}_{10}$  supera la norma de calidad del aire (CETESB, 2002)

En las Figuras 3.1 y 3.2 se presentan las concentraciones medias anuales de material particulado total en suspensión y de  $\text{PM}_{10}$  en la Región Metropolitana de San Pablo durante el período 1983-95.



**Figura 3.1.** Variación de la concentración media anual de material particulado total en suspensión en la Región Metropolitana de San Pablo durante el período 1983-1995. (CETESB, 1996)



**Figura 3.2.** Variación de la concentración media anual de material particulado  $PM_{10}$  en la Región Metropolitana de San Pablo durante el período 1983-1995. (CETESB, 1996).

Se observa una disminución de aproximadamente el 29% en los valores de la concentración media anual de PTS (de  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $89 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en el período incluido en la Figura 3.1. En la actualidad esta tendencia continúa, observándose que en algunas estaciones de monitoreo los valores medios anuales son inferiores a  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (World Bank, 2003). Esta reducción se produjo como consecuencia de las medidas de control implementadas en las fuentes industriales y al Programa Pro-alcohol, que fomentó el uso del alcohol como combustible de los vehículos automotores. Si embargo, las concentraciones de  $PM_{10}$ , fluctúan entre  $50\text{-}80 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y muestran una tendencia al aumento a partir de 1992. En la actualidad los valores de la concentración de  $PM_{10}$  se acercan al valor límite de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (CETESB, 2002).

### **3.4 Río de Janeiro (Brasil)**

La Región Metropolitana de Río de Janeiro (RMRJ) incluye a la capital del estado del mismo nombre y otros 14 municipios, tiene una superficie de  $6500 \text{ km}^2$  y 11.2 millones de habitantes, que representan casi el 80% de la población del

estado. La RMRJ limita con el océano Atlántico y su topografía incluye sierras de hasta 800 m de altura en algunas zonas urbanas. Después de la región metropolitana de San Pablo, la RMRJ presenta la segunda concentración más alta de vehículos e industrias de Brasil y problemas de contaminación atmosférica. Su topografía poco uniforme, la falta de planeamiento en el uso del suelo, y la presencia del mar y de la Bahía de Guanabara condicionan la dispersión atmosférica de los contaminantes. La calidad del aire está más deteriorada en las zonas de la RMRJ afectadas por inversiones térmicas entre Mayo y Septiembre (principalmente durante Junio y Julio). Este es el caso de la región localizada al norte de Rio de Janeiro, donde la dispersión de los contaminantes atmosféricos emitidos por las principales fuentes de emisión está reducida debido a que los vientos que irrumpen en la zona quedan bloqueados por la sierra Carioca.

Las actividades de vigilancia de la contaminación atmosférica en la RMRJ incluyen la utilización de más de 15 estaciones de monitoreo de material particulado en distintas zonas de la región (en distritos residenciales, comerciales e industriales). En algunas zonas, se registran concentraciones anuales de PTS inferiores a la norma de calidad del aire ( $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), pero en las zonas con mayor tránsito vehicular (en especial de tránsito pesado) y áreas industriales, las concentraciones medias anuales de PTS pueden alcanzar valores dos veces más altos que la norma. También las concentraciones medias diarias de PTS superan la norma de calidad del aire en estas áreas. En algunas estaciones de monitoreo, generalmente el 70% de los valores registrados superan la norma de calidad del aire. En el Centro de Río de Janeiro, las concentraciones medias diarias pueden superar la norma secundaria ( $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) con valores que alcanzan los  $170 \mu\text{g}/\text{m}^3$

en la zona del Maracan los valores medios diarios pueden llegar a  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y en Copacabana, la concentración máxima diaria es generalmente inferior a la norma de calidad del aire (FEEMA y GTZ, 1995). Las concentraciones de PTS en aire resultan ser más bajas durante los domingos que en cualquier otro día de la semana, y más altas los días sábados (FEEMA y CTZ, 1995). Los resultados experimentales en la RMRJ, indican que el 70% de las partículas totales en suspensión corresponde al material particulado de diámetro menor a  $10 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ).

### **3.5 Santa Fe de Bogotá (Colombia)**

Santa Fe de Bogotá es la capital de Colombia y la ciudad más poblada del país. Comprende 20 unidades administrativas locales (alcaldías menores) y tiene una superficie de  $311 \text{ km}^2$ . La ciudad es parte del Distrito Capital de Santa Fe de Bogotá. Si bien el Distrito Capital ocupa una zona de  $1600 \text{ km}^2$ , más del 90% de su población vive en la ciudad de Bogotá. Bogotá está ubicada sobre una meseta, la sabana de Bogotá, a una altitud de 2560 m en la Cordillera Oriental de los Andes. La rodean picos de hasta 3200 m de altura, y se registra una pendiente hacia los cerros del este. La velocidad del viento media anual es relativamente baja ( $2.0 \text{ m/s}$ ) y se producen inversiones térmicas con una probabilidad del 66% en Enero, Febrero, Junio y entre Agosto y Diciembre (Gómez y otros, 1994).

Campañas de medición de la calidad del aire realizadas en la zona revelaron que las concentraciones anuales de PTS en aire pueden alcanzar valores que superan la norma de calidad del aire ( $77 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) para Bogotá. En la zona de la Universidad de los Andes (que se encuentra en el centro de la ciudad

junto a la ladera despoblada de un cerro) la concentración anual de PTS es generalmente inferior a la norma. Las concentraciones anuales más altas se presentan en la zona sur de la ciudad, donde los valores pueden superar la norma en más del 50% (Gómez y otros, 1994). Por otra parte, mediciones de la concentración de PM<sub>10</sub> realizadas entre noviembre de 1990 y agosto de 1991 (JICA, 1992) presentaron valores medios entre 43 y 70 µg/m<sup>3</sup>, para diferentes lugares de muestreo. Asimismo, la fracción de PM<sub>10</sub> varió entre el 26% y el 57% del material particulado total. Estos resultados indican una contribución significativa pero no cuantificable de los vehículos automotores, especialmente los que utilizan diesel (por ejemplo, los autobuses, las camionetas y los camiones).

### ***3.6 Los Angeles, California (Estados Unidos de América)***

El Area Metropolitana de Los Angeles (AMLA) es la segunda área urbana más poblada de los Estados Unidos de América, luego del área metropolitana de Nueva York. El AMLA se encuentra rodeada por montañas hacia el este y el norte y limita con el Océano Pacífico hacia el oeste y el sur. La superficie de esta región es de aproximadamente 17500 km<sup>2</sup> y tiene una población de 16 millones de habitantes. Durante el verano, el área se encuentra generalmente bajo la influencia de una inversión por subsidencia de gran escala, que atrapa una capa de aire marino más fresco cerca de la superficie. Además, los contaminantes emitidos por varias fuentes son transportados hacia la tierra durante las horas diurnas debido al desarrollo de una brisa costera. Aproximadamente 10 millones de vehículos a gasolina y 250000 vehículos diesel se desplazan por la zona, los que en conjunto con las otras fuentes de emisión dan origen a una mala calidad

del aire (AQMD, 2004). El material particulado  $PM_{10}$  ha disminuido en la última década. No obstante, durante el año 2002, las concentraciones de material particulado  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  han superado la norma de calidad del aire federal y/o estatal, en al menos uno de los monitores instalados en el área, particularmente durante la primavera y el verano (AQMD, 2003). Campañas de medición realizadas en el área revelan que el polvo proveniente de los caminos pavimentados y de los no pavimentados es un gran emisor de material particulado  $PM_{2.5}$ .

### **3.7 Londres (Reino Unido)**

La Región Metropolitana del Gran Londres (RMGL) es la principal área urbana del Reino Unido. Esta región, conformada por la ciudad de Londres y 32 distritos, tiene una superficie de  $1580 \text{ km}^2$  y aproximadamente 7000000 de habitantes. Se extiende en un terreno relativamente llano a ambas orillas del río Támesis.

Las principales fuentes de emisión de material particulado en el área son las fuentes naturales, el transporte automotor, procesos de combustión e industriales. En la región metropolitana el transporte automotor es responsable de 80-90% de la emisión de material particulado  $PM_{10}$  anual (QUARG, 1996).

El monitoreo del material particulado en el Reino Unido comenzó en el año 1992 (Deacon y otros, 1997). Estos resultados mostraron la importancia de las emisiones vehiculares de  $PM_{10}$ , como uno de los principales contribuyentes a la contaminación atmosférica en la región.

Recientemente se estudió la variación temporal de las concentraciones de material particulado  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ , en dos localidades de la RMGL (Sokhi y otros, 2000, Sánchez-Reyna y otros, 2005). Las observaciones se realizaron en Marylebone Road (al lado de una carretera) y en Bloomsbury (en una zona céntrica de la ciudad de Londres). Se estudió la variación mensual de las concentraciones de partículas en ambos lugares y se analizó la correlación de estos valores con otros parámetros de calidad del aire y variables meteorológicas. El análisis de las correlaciones indican que las concentraciones de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  presentan la correlación más alta entre sí y excelentes correlaciones también pudieron obtenerse cuando se las consideró con otros parámetros de calidad del aire, como ser las concentraciones de CO y de NOx. Estos resultados confirman que el transporte vehicular es la fuente de contaminantes más importante. En promedio, las concentraciones de material particulado observadas cerca de la carretera resultaron un 40% mayores que las observadas en el centro de la ciudad, confirmando la importancia del aporte de material particulado de las área circundantes.

También se observó que los valores observados presentaron poca variación mensual en ambos lugares, excepto por las partículas de diámetros comprendidos entre ( $2.5 \mu m - 10 \mu m$ ), que muestran un máximo durante los últimos meses del verano y a comienzos del otoño. Este máximo es consecuencia de las altas concentraciones horarias ( $> 50 \mu m/m^3$ ) de  $PM_{10}$ , registradas cerca de la carretera durante alrededor del 10% del tiempo. Una posible explicación de estos altos valores de concentraciones de material particulado con diámetros entre  $2.5-10 \mu m$  puede ser la alta frecuencia de

ocurrencia de condiciones secas simultáneamente con vientos entre 4 y 5 m/s que aumentan el contenido de polvo en la atmósfera local.

### **3.8 Delhi (India)**

Delhi, la ciudad capital de la India está ubicada al norte del país, a una altura de 216m y tiene una superficie de 1483 km<sup>2</sup>. El Río Yamuna y las estribaciones de la colina boscosa Aravali, son las dos principales características topogeográficas de la zona. La población de Delhi es de aproximadamente 14 millones de habitantes, transitan el área más de 3.46 millones de vehículos y existen 120000 pequeñas industrias (Gurjar y Lelieveld, 2003). Durante el invierno, las frecuentes inversiones cercanas a la superficie, restringen la capacidad de mezcla de la atmósfera, lo que sumado a las intensas emisiones de contaminantes en el área, dan lugar a eventos de altos niveles de contaminación atmosférica (Department of Environment, 2003). Durante el verano, grandes cantidades de polvo transportado por el viento fuerte del oeste proveniente del desierto de Thar, dan origen a altos niveles de material particulado en la ciudad (Singh y otros, 1997)

Existen nueve estaciones de monitoreo de calidad del aire en la ciudad de Delhi, cinco en zonas industriales y cuatro en áreas residenciales (Central Pollution Control Board, 2005). Las concentraciones medias anuales y mensuales de material particulado total en suspensión exceden casi siempre las normas de calidad del aire correspondientes. Los valores medios anuales observados de PTS se encuentran entre 350 µg/m<sup>3</sup> y 450 µg/m<sup>3</sup>.



### **3.9 Beijing (China)**

La ciudad de Beijing se encuentra en la planicie norte de China. Beijing tiene una superficie de 16810 km<sup>2</sup> y la topografía presenta una suave pendiente en dirección noroeste – sudeste. Las montañas limitan la ciudad al norte, oeste y noreste, mientras que hacia el sudeste hay una planicie con una suave pendiente hacia la costa del mar de Bohai. Por lo tanto, la región se comporta como un “cuenco” que acumula contaminantes del aire en su interior. La población residente de Beijing es de 11 millones y 3 millones ingresan al área diariamente.

La ciudad está rodeada de áreas industriales. El material particulado (PTS y PM<sub>10</sub>) es uno de los principales contaminantes del aire de la ciudad de Beijing. En el período 1998-2002 los valores medios anuales de PTS han disminuido en aproximadamente el 1.3%, sin embargo los niveles de concentración son elevados, variando entre 353-378 µg/m<sup>3</sup>. Por otra parte, las concentraciones medias anuales de PM<sub>10</sub> han mostrado una tendencia al descenso de aproximadamente el 7.8%, con valores de 180 µg/m<sup>3</sup> en 1999 y de 166 µg/m<sup>3</sup> en el 2002. Shi y otros (2003) informaron niveles de PM<sub>10</sub> superiores a los 400 µg/m<sup>3</sup> (promedio semanal), 655 µg/m<sup>3</sup> (promedio 12 h) y 230 µg/m<sup>3</sup> (promedio anual). En este trabajo, los autores presentan que la concentración media anual de PM<sub>2.5</sub> fue de 106 µg/m<sup>3</sup>, el cual es aproximadamente 7 veces mayor que la norma de calidad del aire de la Agencia de Protección del Ambiente de los EE.UU. (15 µg/ m<sup>3</sup>). He y otros (2001, 2002) han registrado una concentración media anual de PM<sub>2.5</sub> de aproximadamente 120µg/m<sup>3</sup> y valores semanales que variaron entre 37 µg/m<sup>3</sup> y 357 µg/m<sup>3</sup>. Bergin y otros (2001) informaron valores medios diarios de concentración de PM<sub>2.5</sub> de 136 ± 48 µg/m<sup>3</sup>, el cual es el doble de la

norma de calidad del aire de los EE.UU. correspondiente a 24h ( $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Los valores de la concentración media diaria de PTS se encuentran entre  $513 \pm 212 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y la de  $\text{PM}_{10}$  entre  $192 \pm 47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . En Beijing las principales fuentes de emisión de  $\text{PM}_{10}$  son las actividades industriales (debido al uso del carbón como combustible) y las emisiones fugitivas de polvo (por ejemplo, por efecto de la resuspensión debida al viento, calles no pavimentadas, etc).

### **3.10 El Cairo (Egipto)**

El Cairo, capital de Egipto, es la ciudad más extensa de África y el Medio Este. Está ubicada a orillas y en las islas del Río Nilo en el Norte de Egipto. La población del conglomerado urbano de El Cairo es de 10.8 millones de habitantes y se proyecta que alcanzará los 13.1 millones para el año 2015. La población del Gran Cairo (conformado por El Cairo, Giza y Kalubia) es de más de 20 millones de habitantes, que representan 1/3 de la población de Egipto y en la zona se encuentra en 60% de la actividad industrial del país. Los niveles de la concentración de plomo en aire se encuentran entre los más elevados del mundo y se estima que son los responsables de entre 15000 y 20000 muertes anuales.

En el centro de la ciudad las concentraciones trimestrales de plomo, varían desde  $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en las áreas residenciales hasta  $3.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (como referencia se menciona que la norma de calidad del aire para el plomo, promedio trimestral, es de  $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (Nasralla, 1994). Desde 1996, se ha comenzado la reducción del contenido de plomo en la nafta y el uso de combustible sin plomo, sin embargo, los niveles de plomo en aire son aún un problema, debido a las emisiones provenientes de las fundiciones de plomo localizadas en la ciudad. Sturchio y

otros (1996) realizaron mediciones de material particulado total en suspensión en once puntos de la ciudad. Los resultados obtenidos por estos autores en el centro de la ciudad se encontraban entre  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y  $1100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Labib y Khalik (2002) obtuvieron altos niveles de concentración de material particulado en varios lugares de la ciudad del El Cairo, con valores medios anuales de  $\text{PM}_{10}$  y  $\text{PM}_{2.5}$  que generalmente superaron ampliamente los  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y  $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente. Cabe mencionar que las autoridades locales han implementado un Programa de Mejora de la Calidad del Aire en El Cairo y en los últimos años los niveles de las concentraciones se han reducido en aproximadamente un 40% (Molina y Molina, 2004).

### **3.11 Córdoba (Argentina)**

La Ciudad de Córdoba es la segunda ciudad más extensa en la República Argentina (luego de la Ciudad de Buenos Aires) con 1500000 habitantes. Está localizada a aproximadamente 390m sobre el nivel del mar y se encuentra rodeada por colinas. Las principales fuentes de contaminantes del aire son los vehículos (Stein y Toselli, 1996).

En las últimas décadas la ciudad ha presentado un crecimiento sostenido en el tiempo. Sin embargo, a pesar de esta expansión, la ciudad de Córdoba sigue viendo a su micro-centro como el lugar donde se concentra un alto porcentaje de las actividades económicas, culturales, educativas, financieras, de prestación de servicios, administrativas, etc., lo cual determina una elevadísima demanda de acceso vehicular y de transporte público de pasajeros al micro-centro. Se estima que de los aproximadamente 150 millones de pasajeros

anuales que transporta el servicio público de transporte, más del 90% desciende/asciende en el centro.

El Observatorio Ambiental de la Municipalidad de Córdoba evalúa la calidad del aire por medio de la cuantificación de las concentraciones de monóxido de carbono (CO), ozono troposférico (O<sub>3</sub>), óxidos de nitrógeno (NO,NO<sub>2</sub>), dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>), material particulado en suspensión (PM<sub>10</sub>). Estas mediciones se efectúan en dos estaciones móviles totalmente automáticas, ubicadas en lugares estratégicos dentro de la ciudad.

En la Ciudad de Córdoba, el material particulado en suspensión tiene asociado dos problemáticas. Por un lado, el PM<sub>10</sub> determina estados de 1ª Alertas (promedio de 24 h superior a 150 µg/m<sup>3</sup>) esporádicas asociadas a tormentas de polvo. Por otro lado, el aporte de las fuentes móviles (tanto el emitido, como el resuspendido) origina que la norma de calidad de aire para el promedio anual (50 µg/m<sup>3</sup>) se supere hasta en un 40%.

Las concentraciones observadas de PM<sub>10</sub> en el centro de la ciudad (Olcese y Toselli, 2002) presentan una alta correlación con el flujo de tránsito vehicular. En este lugar, el valor medio horario mínimo observado fue 50 µg/m<sup>3</sup> y el máximo fue 80 µg/m<sup>3</sup>. En las zonas comerciales más alejadas del centro de la ciudad, se observaron valores medios horarios que variaron entre 110 µg/m<sup>3</sup> y 120µg/m<sup>3</sup>. Este resultado está relacionado con los diferentes usos del suelo de las zonas más alejadas de la ciudad y al polvo resuspendido por el viento en estas zonas (Olcese y Toselli, 1998).

Las concentraciones medias diarias de PM<sub>10</sub> suelen superar el valor correspondiente a la norma de calidad del aire durante el período invernal y no se

presentan valores de concentración de  $PM_{10}$  superiores a la norma durante los meses de verano.

#### **4. EFECTOS DE LA CONTAMINACIÓN POR MATERIAL PARTICULADO**

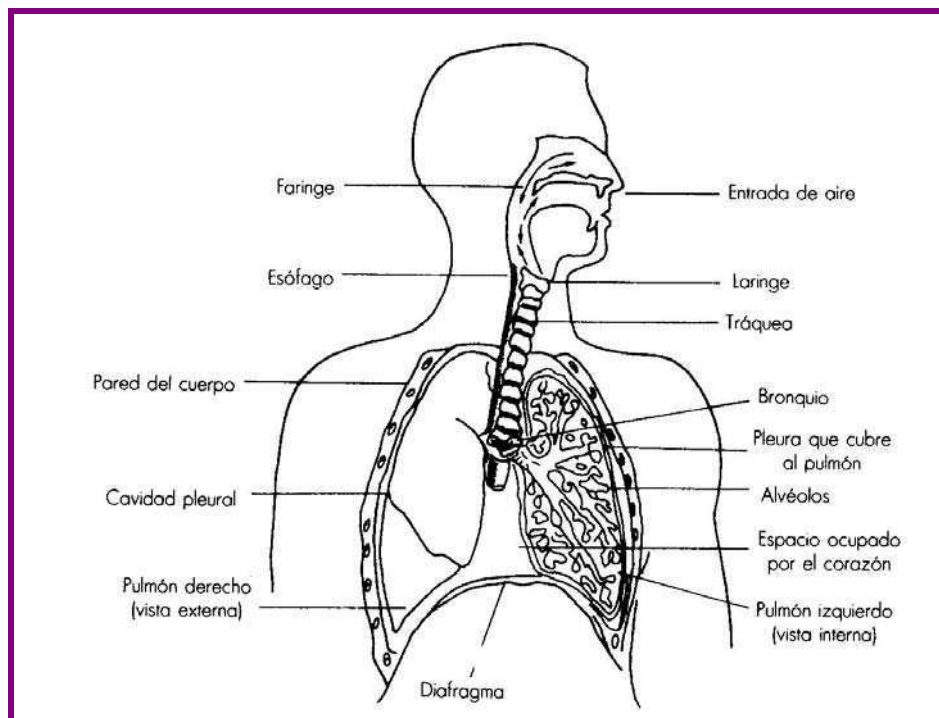
La atmósfera de las grandes ciudades, densamente pobladas, puede presentar altas concentraciones de material particulado, ozono, dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono, compuestos orgánicos volátiles e hidrocarburos. El material particulado se suele informar, como la concentración en aire de partículas totales en suspensión (PTS), PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>. Los componentes químicos principales del material particulado son sulfatos, nitratos, amonio, compuestos orgánicos carbonados, elementos de carbón, componentes del suelo (aluminio, sílice, calcio, titanio, hierro).

Las emisiones y las concentraciones ambientales de contaminantes atmosféricos en las grandes ciudades pueden tener amplios efectos sobre la salud de la población, generar niebla urbana y regional, afectar la visibilidad, y degradar los ecosistemas.

##### ***4.1 Efectos sobre la salud***

Los efectos de la contaminación del aire sobre la salud varían no sólo con la intensidad y duración de la exposición a la que son sometidos los seres humanos, sino también con la edad y la condición sanitaria del individuo expuesto. La población expuesta a mayor riesgo incluye los niños y los ancianos, y a todas las personas que padezcan diabetes, o enfermedades cardiovasculares y respiratorias.

Los contaminantes atmosféricos ingresan al cuerpo humano a través del sistema respiratorio. El sistema respiratorio puede dividirse en el sistema respiratorio superior, integrado por la cavidad nasal y la tráquea y el sistema respiratorio inferior, integrado por los tubos bronquiales y los pulmones (Figura 4.1).



**Figura 4.1.** Sistema respiratorio humano. (de Task Group on Lung Dynamics, 1966)

A la entrada de los pulmones, la tráquea se divide en dos árboles bronquiales formados por una serie de ramificaciones de diámetro cada vez menor. El árbol bronquial completo consta de más de 20 generaciones de bifurcaciones terminadas en los bronquiólos, cuyo diámetro aproximado es de 0.05 cm. En las extremidades de los bronquiólos se encuentra un gran número de pequeñas cavidades llamadas alvéolos. Es a través de las membranas alveolares que el oxígeno del aire contenido en las cavidades se difunde hacia los vasos

capilares de los pulmones, mientras que el dióxido de carbono se difunde en el sentido contrario. Aunque los alvéolos sólo tienen un diámetro aproximado de 0.02 cm, la existencia de varios centenares de millones de alvéolos en todo el pulmón proporciona una superficie total para la transferencia de gas de 50 m<sup>2</sup> aproximadamente.

La diferencia de presión entre el aire ambiental y el aire en los pulmones suele expresarse como el producto del caudal de aire aspirado a través del sistema respiratorio superior multiplicado por un parámetro denominado “resistencia de las vías respiratorias”. Si para una diferencia de presión determinada el caudal de aire que circula en el pulmón es inferior al de un pulmón normal, es decir, si existe una mayor resistencia de las vías respiratorias, es que se ha producido una constricción de los conductos aeríferos. Ciertos contaminantes afectan la resistencia de las vías respiratorias del pulmón.

El sistema respiratorio tiene varios niveles de defensa contra la invasión de cuerpos extraños. Las partículas grandes son filtradas por los pelos del conducto nasal y son retenidas por la mucosa que cubre la cavidad nasal y la tráquea. Las partículas grandes no pueden tomar las abruptas curvas del conducto nasal y, a causa de su inercia, chocan contra la pared de la cavidad nasal cuando el aire se precipita hacia los pulmones.

Además, ciertas partículas pueden ser interceptadas también por los finos pelitos que tapizan las paredes de todo el sistema respiratorio. Estos pelitos producen un movimiento continuo de la mucosidad y de las materias retenidas hacia la garganta, donde son eliminados por deglución. La mayoría de las partículas de tamaño superior a 5 µm son eficazmente eliminadas por el sistema respiratorio superior.

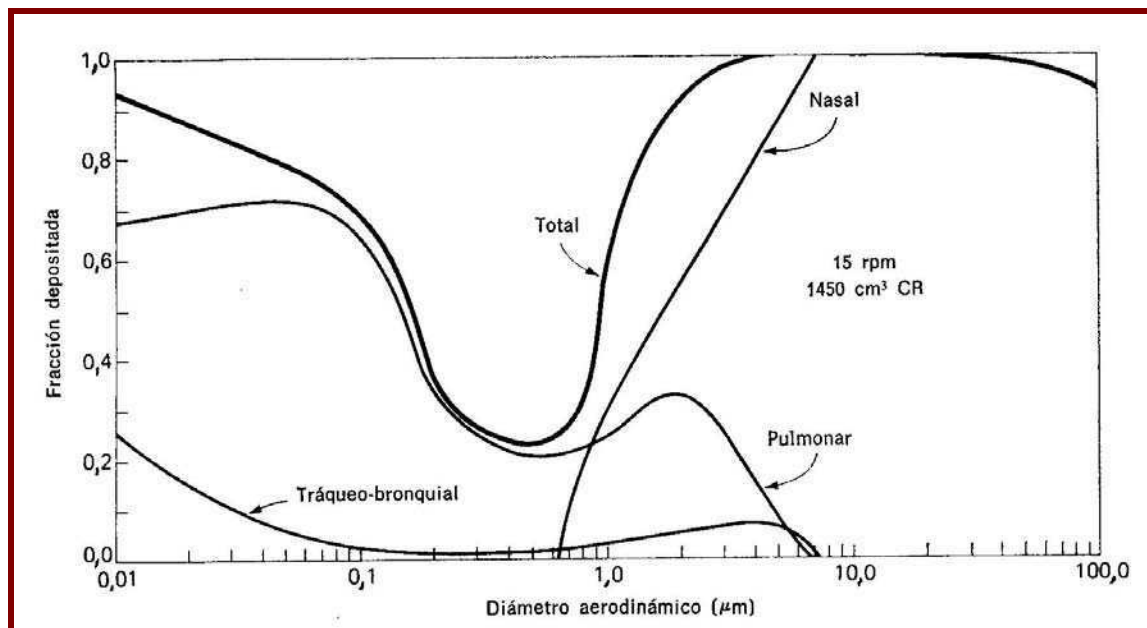


Las partículas de radio inferior a unos micrómetros atraviesan generalmente el sistema respiratorio superior y no son retenidas. De entre éstas, algunas de las partículas mayores (de alrededor de 1  $\mu\text{m}$  de diámetro) se depositan en las paredes de los bronquios inmediatamente después de las bifurcaciones del árbol bronquial. Se cree que el mecanismo de esta retención es el impacto inercial provocado por los remolinos de aire causados por la bifurcación.

Las partículas muy pequeñas (de diámetro inferior a 0.1 $\mu\text{m}$ ) están muy influidas por el movimiento Browniano (movimiento rápido e irregular causado por colisiones de la partícula con moléculas de aire). Como resultado de este movimiento, estas partículas tienen una gran probabilidad de dar contra las paredes de los bronquios en algún lugar del árbol bronquial.

Existe, en efecto, una “ventana” definida por el intervalo entre 0.1 a 1  $\mu\text{m}$ , donde las partículas son demasiado grandes para ser afectadas por el movimientos Browniano mencionado y demasiado pequeñas para ser retenidas en la parte superior del pulmón. Partículas cuyos diámetros se encuentran comprendidos en estos tamaños, pueden penetrar profundamente en el pulmón.

La Figura 4.2 presenta un esquema del destino de las partículas en el sistema respiratorio.



**Figura 4.2.** Sedimentación de partículas monodispersivas de varios diámetros en el sistema respiratorio humano. Se supone un ritmo de 15 respiraciones por minuto (rpm) y una capacidad respiratoria (CR) de 1450 cm<sup>3</sup>. (de Task Group on Lung Dynamics, 1966).

Los peligros de algunas partículas pequeñas tales como sílice y asbestos, las cuales son comunes en minas, excavaciones y algunas plantas industriales, son bien conocidos. Estas partículas pueden dar origen a enfermedades laborales específicas tales como silicosis (conocida como “pulmón minero”) o asbestosis.

En el caso de los gases, la proporción de un gas absorbida en las vías respiratorias superiores y la que llega a las últimas cavidades de los pulmones está regida por la ley de la solubilidad. Por ejemplo, el dióxido de azufre es muy soluble y, como consecuencia puede ser absorbido rápidamente por las vías respiratorias, causando un aumento de la resistencia de éstas (hinchazón de las mismas), y estimulando la secreción de mucosidad.

En el caso frecuente de la presencia simultánea de varios contaminantes, los efectos observados podrían ser atribuidos a la acción combinada de más de un contaminante. Un buen ejemplo de este caso es la presencia simultánea del

dióxido de azufre y el material particulado. Los efectos sobre la salud son mucho más graves cuando ambos están presentes que cuando sólo existe uno de ellos. Una posible explicación de este efecto es que el dióxido de azufre es absorbido en la superficie de las partículas muy pequeñas, las cuales le introducen hasta la zona más profunda de los pulmones.

Algunos pocos estudios realizan durante varios años el seguimiento de un “grupo de control” constituido por un conjunto de personas, con el objeto de evaluar si la exposición de estas personas durante períodos largos a contaminantes atmosféricos está relacionada con la mortalidad, teniendo en cuenta también, otras variables tales como, la edad, la genética, ocupación, condiciones climáticas, condición de fumador o no fumador, etc. En estos estudios también se lleva un registro de los cambios diarios en los niveles de concentración de contaminantes del aire, los que se correlacionan con el número de muertes en la población expuesta ocurridas durante el mismo día o en los días próximos (Dockery y otros, 1993, Pope y otros, 1995, Abbey y otros, 1999). Por otra parte, la mayoría de los estudios realizados en diferentes partes del mundo estudian la variación temporal de la mortalidad, debido a que estos estudios pueden ser realizados más rápidamente y a menor costo. Los resultados provenientes de ambas clases de estudios concluyen que la mortalidad prematura asociada con la contaminación del aire está causada principalmente por las concentraciones de material particulado, más que por el ozono, el cual está relacionado con la morbilidad. Sin embargo, estudios realizados en las ciudades asiáticas, han encontrado una marcada asociación entre la mortalidad y los niveles de dióxido de azufre, en lugar de con el material particulado. Los altos niveles del dióxido de azufre que se presentan en estas ciudades es una razón,

otra es que la información disponible sobre la concentración de material particulado está provista en función del material particulado total en suspensión, en lugar que en los niveles de la concentración de PM<sub>10</sub>. Otras razones pueden ser las diferencias de la distribución de edades de la población, estado general de salud de la población, etc.

Estudios sanitarios realizados en la Ciudad de México (Borja-Aburto y otros, 1997, 1998, Loomis y otros, 1999, Castillejos y otros, 2000, Téllez-Rojo y otros, 2000) indican un 1% de incremento de la mortalidad diaria por cada 10 µg/m<sup>3</sup> de incremento de los niveles de PM<sub>10</sub> (llamado generalmente “coeficiente de riesgo”). Este valor es similar al 0.6% por aumento de 10 µg/m<sup>3</sup> obtenido de estudios epidemiológicos realizados en otras ciudades del mundo (Levy y otros, 2000).

En la ciudad de Delhi (India), Pande y otros (2002) encontraron aumentos de más del 20% en la ocurrencia de enfermedades crónicas de obstrucción pulmonar y eventos agudos de enfermedades coronarias, atribuibles a los niveles de contaminación atmosférica. Cropper y otros (1997) encontraron una relación significativa en la ciudad de Delhi, entre los niveles de material particulado y las muertes diarias no-traumáticas, así como con las muertes debidas a enfermedades cardiovasculares y respiratorias. En promedio, un aumento de 100 µg/m<sup>3</sup> en la concentración de material particulado total en suspensión estuvo asociado con un incremento de la mortalidad del 2.3%. Aunque la contaminación del aire en Delhi parece tener menos impacto sobre la mortalidad, el número de años-de-vida ganados por muerte-evitada, es mayor en Delhi que en los Estados Unidos de América. En las ciudades norteamericanas, el material particulado tiene su mayor influencia sobre las muertes diarias de las personas mayores de 65

años, mientras que en Delhi el mayor impacto ocurre en el grupo de edades comprendidas entre 15-44 años. Esto implica que, en promedio, por cada muerte evitada asociada con la contaminación del aire en Delhi, se ganarán más años-de-vida en esta ciudad que en los Estados Unidos.

Estudios realizados en Beijing (China) (Xu y Wang, 1998) determinaron que la exposición de largo plazo a altos niveles de material particulado total en suspensión y dióxido de azufre estaba altamente correlacionada con una reducción significativa de la función pulmonar en adultos, esta asociación resultó ser más marcada entre fumadores que entre no fumadores. La exposición de la población a altos niveles de material particulado total en suspensión y de dióxido de azufre, parece contribuir a elevar el riesgo de ocurrencia de partos prematuros. Xu y otros (1995) encontraron que la “edad de gestación” dependía significativamente de la dosis de exposición a las concentraciones de material particulado total en suspensión y al dióxido de azufre.

En la ciudad de Santiago (Chile), Sanhueza y otros (1999) encontraron una alta relación entre la concentración de  $PM_{10}$  y la mortalidad prematura, y menor relación de ésta con los niveles de ozono y dióxido de azufre. A partir de valores diarios de muertes no accidentales ocurridas en la ciudad de Santiago entre 1988 y 1996, Cifuentes y otros (2000) identificaron una elevada asociación entre la mortalidad y los niveles de material particulado, con mayor importancia en las partículas finas y menor en las partículas de mayor tamaño. Entre otros estudios realizados en Santiago que muestran claramente los efectos adversos de la contaminación por material particulado sobre la salud humana se encuentran los resultados obtenidos por Ochoa-Acuña y Roberts (2003) que estiman el riesgo a obtener cáncer por exposición a concentraciones de material particulado y los

resultados de Ilabaca y otros (1999) que investigaron la relación entre los niveles de  $PM_{2.5}$  y las visitas al hospital por neumonía y otras enfermedades respiratorias principalmente en niños.

Otra ciudad con problemas de contaminación del aire es San Pablo (Brasil). Saldivia y otros (1994) identificaron efectos significativos del material particulado sobre las funciones respiratorias principalmente de los niños. Otros estudios (Saldivia y otros, 1995, Braga y otros, 2001) concluyen que un aumento de la mortalidad de personas mayores en San Pablo está relacionado con altos niveles de concentración de  $PM_{10}$  en la ciudad.

#### ***4.2 Efectos sobre la vegetación y los animales***

La contaminación del aire puede afectar a las plantas en diferentes grados. En los niveles más bajos, por ejemplo, debajo del umbral, no hay efectos, tales como daño visible, efectos crónicos acumulativos, efectos genéticos o aún cambios graduales en la composición de la comunidad vegetal. Sin embargo, aún en este nivel, los contaminantes se pueden almacenar en las plantas, introducir en la cadena alimenticia y alterar a los animales que se alimentan de estas plantas.

Las plantas adquieren los contaminantes ya sea directamente, a través de intercambio de gases con la atmósfera, o a través de la humedad absorbida del suelo. El suelo puede haber estado expuesto a los contaminantes del aire, los cuales entonces se habrán disuelto en el agua y el suelo. Por ejemplo, los contaminantes ácidos del aire se disuelven fácilmente en la humedad superficial o lluvia. Aún cuando la fuente de contaminación del aire se haya removido, los

materiales pueden permanecer en el suelo y afectar el desarrollo de las plantas, aunque con el tiempo se diluyen y separan por lixiviación con la lluvia.

La entrada de contaminantes gaseosos en las plantas es más directa a través de los estomas abiertos sobre el envés de las hojas de las plantas. Los contaminantes gaseosos, después de entrar en el tejido de la planta, se disuelven en el agua intercelular. El ácido resultante ataca la estructura celular dentro de la hoja. Esta es la razón por la que los contaminantes del aire fácilmente solubles sean los más tóxicos.

Las partículas sólidas son menos tóxicas para la planta, ya que se depositan sobre la superficie superior cerosa y dura de las hojas y es allí donde se deben disolver, en la humedad depositada, para penetrar en el interior de la planta a través de los estomas o a través de las secciones dañadas de la superficie de la hoja. Algunas partículas se disuelven en la cera de la superficie y penetran en la planta. De esta manera, el efecto producido por el material particulado es más localizado y no llega a dañar por completo la estructura de la hoja en la proporción en que lo hacen los contaminantes gaseosos. Asimismo, los contaminantes sólidos pueden entrar en la cadena alimenticia, si sus acarreadores vegetales son consumidos por animales.

Si las plantas de ornato tienen hojas sensitivas, entonces los depósitos de material particulado pueden dañar seriamente su valor estético o comercial, como sucede con las flores, aunque pueden no afectar la capacidad de la planta para subsistir y reproducirse.

La sensibilidad de las plantas y de los animales a los diferentes contaminantes atmosféricos, varía de acuerdo con el tipo de contaminante y su concentración, pero también depende de si está presente más de un

contaminante; dos o más contaminantes pueden reforzarse mutuamente (sinergismo) y aumentar o disminuir el efecto del contaminante individual. El conocimiento de la sensibilidad relativa de una especie es doblemente útil. En primer lugar, las especies menos sensibles se pueden cultivar en regiones donde es probable que se vean sometidas a atmósferas contaminadas, tales como plantíos al lado de las carreteras o en parques localizados en el centro de áreas urbanas. En estas situaciones, las variedades más resistentes se pueden plantar y crecerán bien bajo condiciones difíciles. En segundo lugar, las especies muy sensibles se pueden cultivar cerca de nuevas fuentes de contaminación del aire o de aquéllas fuentes en las cuales se han instalado dispositivos de control. Un estudio de estas plantas puede indicar si las medidas de control que se han implementado son efectivas.

Los contaminantes del aire, gaseosos y el material particulado, afectan a los animales de forma similar a la que afectan a los seres humanos, aunque algunos animales son menos, y otros más sensibles.

#### ***4.3 Efectos sobre los materiales***

Los contaminantes del aire deterioran los materiales: piedras, pintura, vidrio teñido, materiales de fibras, entre otros. El efecto del ensuciamiento por partículas puede observarse en ciudades y áreas industriales, donde los edificios de piedras levemente coloreadas y los ladrillos, pronto adquieren el característico color negro. La erosión de la mampostería sobre edificios de gran valor arquitectónico e histórico es realmente seria en algunas ciudades europeas. Algunas de las grandes catedrales de Europa, por ejemplo la de Colonia (Alemania) que está



construida de arenisca, está mostrando signos de rápido deterioro. La Acrópolis en Atenas (Grecia) se ha desmoronado más en los últimos cuarenta años que durante los 2500 años previos. Las ventanas de cristal teñido también sufren un deterioro debido a la contaminación del aire.

Otras consecuencias de la contaminación del aire son el deterioro más rápido de la ropa, cortinas, madera, la corrosión de los metales y el ensuciamiento y la ruptura subsecuente de obras de pintura.

#### ***4.4 Deterioro de la visibilidad***

El deterioro de la visibilidad está principalmente vinculado con las concentraciones de material particulado y en particular, con las partículas de menor tamaño, sin embargo, está generalmente acompañado por niveles altos de otros contaminantes. La bruma o niebla urbana es el efecto de la presencia de altas concentraciones de contaminantes en el aire, que se percibe más frecuentemente. A continuación se presenta un ejemplo de reducción de la visibilidad debido a la presencia de contaminantes del aire (Figura 4.3).



**Figura 4.3.** Visibilidad en las Montañas Great Smoky (EE.UU.), con buena (izquierda) y mala (derecha) calidad del aire.

En Beijing (China) la visibilidad es generalmente escasa, en parte debido a la relativamente alta frecuencia de días brumosos. Sin embargo, el cielo es casi siempre gris, aún en ausencia de niebla o nubes. Bergin y otros (2001) concluyeron que las partículas originadas por procesos de combustión y no el polvo levantado por el viento, eran las principales responsables del deterioro de la visibilidad, en esa ciudad. Asimismo, existen registros que documentan que las tormentas asiáticas de arena y polvo originan una visibilidad pobre durante la primavera (Yang y otros, 2002). Song y Tang (2002) desarrollaron ecuaciones de regresión para estimar el rango visual en función de la concentración de partículas  $PM_{2.5}$  en el aire.

En Ontario (Canadá) el alcance de la visibilidad sin el efecto de las emisiones antropogénicas de material particulado se encuentra entre 86 y 120km y la visibilidad disminuye a distancias entre 35 y 50 km en presencia de material particulado en el aire. Estos valores fueron obtenidos a partir de valores medios diarios de concentración de  $PM_{2.5}$  o  $PM_{10}$  y varían con la estación del año, con los cambios en la concentración de partículas en aire y con los niveles de humedad relativa (Health Canada, 2003).

En Santiago de Chile, el estudio de la contaminación del aire comenzó en la década del '80, cuando los investigadores observaron días de niebla inusual durante el invierno. Estos estudios estuvieron relacionados con el material particulado total en suspensión y con su caracterización química (Cáceres y otros, 1980, Ortiz y otros, 1982, Sanhueza y otros, 1982, Cáceres y otros, 1983, Trier, 1984). Trier y Silva (1987) midieron las propiedades ópticas del material particulado en Santiago y encontraron altos valores de los coeficientes de extinción y absorción. Trier y Horvath (1993) encontraron una gran variabilidad

diaria en el coeficiente de extinción, de  $0.018 \text{ km}^{-1}$  en la mañana a  $0.15 \text{ km}^{-1}$  en la tarde, atribuyendo estos resultados principalmente a un cambio en la altura de la capa de mezcla y encontrando una alta correlación con los niveles de MPS. Horvath y otros (1997) encontraron una gran variabilidad del coeficiente de absorción óptico en una escala temporal de unas pocas horas, debida principalmente a los cambios de las condiciones meteorológicas. Concentraciones entre  $1.3$  y  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de partículas carbonosas se estimaron sobre la base de observaciones de la absorción de la luz. En un estudio realizado por Gramsch y otros (2000) se encontró una fuerte correlación entre los coeficientes de absorción ópticos y las condiciones del tráfico vehicular en la ciudad de Santiago de Chile. Los valores máximos del coeficiente de absorción ocurrieron generalmente durante la “hora pico” de la mañana (7:00 – 8:00 hs) y los valores más bajos se presentaron en las primeras horas de la mañana (3:00 – 5:00 hs) o por la tarde (14:00 – 17:00hs). El coeficiente de absorción también varía con la época del año, con valores 10-20 veces más altos en invierno respecto del verano. La mayor parte de la absorción es debida al humo negro, principalmente el emitido por los vehículos.

#### ***4.5 Cambios climáticos en la escala regional***

Las emisiones de contaminantes atmosféricos provenientes de las grandes ciudades pueden tener una participación importante en los impactos sobre el clima regional. Por ejemplo, las partículas más finas pueden tener un efecto directo sobre la radiación de onda corta mediante el aumento de la dispersión y/o de la absorción de la radiación solar. En este sentido, observaciones satelitales muestran una reducción del albedo debido a la presencia de aerosoles y a su

impacto sobre la capacidad de absorción de la nubosidad sobre regiones urbanizadas en China. Los registros de la temperatura del aire en superficie en regiones urbanizadas de China e India (Quian y Giorgi, 2000, Kaiser y Quian, 2002, Menon y otros, 2002) muestran un claro “enfriamiento” desde los años ‘50. El análisis de la información meteorológica registrada en regiones altamente urbanizadas de China demostraron significativas tendencias de disminución del número de horas de luz solar (entre el 1% y el 3% por década) y de la temperatura máxima diaria (entre 0.2 – 0.6°C, por década). Las tendencias al enfriamiento observadas son consistentes con los efectos predichos asociados con elevados niveles de hollín en las partículas finas (Menon y otros, 2002). Este enfriamiento se pone de manifiesto a pesar del calentamiento general observado en la mayoría del planeta durante el mismo período de tiempo.

Asimismo, la presencia de altos niveles de partículas que aumentan el número de núcleos de condensación efectivos, puede también influir sobre los niveles de precipitación alargando el tiempo de vida de las nubes y reduciendo la lluvia y la nieve como resultado de una mayor nucleación, pero reduciendo el tamaño de las gotitas de las nubes. Observaciones satelitales muestran una clara disminución (y a veces supresión) de eventos de lluvia a sotavento de grandes centros urbanos (Rosenfeld, 2000).

## **5. REMOCIÓN DE MATERIAL PARTICULADO DE LA ATMÓSFERA**

### **POR DEPÓSITO SECO.**

#### **5.1. Generalidades**

El proceso de remoción de material particulado de la atmósfera hacia la superficie por depósito “seco”, se produce cuando las partículas son transportadas hacia la superficie en ausencia de precipitación.

Se han desarrollado y utilizado diversos métodos para estimar el depósito seco de contaminantes atmosféricos en una variedad de condiciones experimentales de campo y de laboratorio (Businger, 1986). En estas últimas es posible ejercer un control sobre las condiciones experimentales, aunque para extrapolar los resultados a condiciones reales deben hacerse suposiciones relacionadas con la difusión y la turbulencia. Por otro lado, los experimentos de campo no permiten dicho control y por lo tanto, deben verificarse las condiciones con mucha precaución.

Los diferentes métodos utilizados para medir el depósito seco de contaminantes en experiencias de campo pueden agruparse en: métodos micrometeorológicos (correlación turbulenta y flujo-gradiente) y de colección. Asimismo, estos métodos pueden agruparse dentro de dos grandes categorías: los métodos directos e indirectos. En el método directo la determinación explícita del flujo de material particulado sobre la superficie se realiza recolectando el material depositado sobre la misma o realizando la medición del flujo vertical cerca de la superficie (como por ejemplo, la correlación turbulenta y los métodos de colección). Mientras que, en el método indirecto los valores del flujo se derivan

de las mediciones de variables relacionadas, como ser la concentración media o el gradiente vertical de la concentración media de material particulado, relacionando estas cantidades con el flujo de depósito (por ejemplo, el método micrometeorológico del flujo- gradiente) (Seinfeld y Pandis, 1998).

Las técnicas de correlación turbulenta requieren la medición simultánea de la velocidad vertical y de la concentración con un tiempo de respuesta adecuado al rango de frecuencias en las que ambas cantidades están efectivamente correlacionadas. Los resultados obtenidos con esta técnica resultan algo diferentes de los provenientes de estimaciones teóricas o estudios en túneles de viento.

El método del flujo-gradiente (Businger, 1986), así como el de correlación turbulenta, significan recolectar datos sobre períodos de tiempo que no excedan de unas pocas horas. Por lo tanto, son adecuados para estudiar los efectos de las condiciones ambientales sobre los mecanismos de depósito. Esta metodología requiere efectuar mediciones en varias alturas con el mismo tipo de instrumento, para suprimir la consideración de gradientes espurios. También es conveniente hacer las mediciones durante un período en el que no cambien las condiciones meteorológicas. Finalmente, el lugar debe ser lo suficientemente uniforme de modo que los perfiles de concentración no sean afectados por cambios en la rugosidad del terreno o por el flujo de calor sensible. El método es más adecuado para determinar el flujo de depósito de las partículas más pequeñas.

## **5.2 Flujo de depósito seco**

Generalmente, se considera que el flujo de depósito seco de material particulado hacia la superficie es proporcional a la concentración de éste en el aire ( $C$ ) inmediatamente por encima de la superficie. El coeficiente de proporcionalidad, que tiene dimensiones de velocidad, es denominado “velocidad de depósito” ( $v_d$ ), y el flujo de depósito seco ( $F_d$ ) se estima de acuerdo con la siguiente expresión (Sehmel, 1980):

$$F_d = v_d C \quad (5.1)$$

donde  $F_d$  expresa la cantidad de material depositado en una superficie por unidad de área y por unidad de tiempo.

## **5.3. Velocidad de depósito ( $v_d$ )**

La transferencia y el depósito de contaminantes hacia la superficie constituyen procesos complejos. Sehmel (1980) menciona algunos de los factores más importantes que influyen en el proceso de depósito seco. Entre ellos se encuentran:

- ♦ Las propiedades físicas y químicas del contaminante que deposita (por ejemplo, el tamaño de las partículas, su forma y densidad)
- ♦ Las características de la superficie (su rugosidad, tipo de suelo, vegetación)
- ♦ Las condiciones atmosféricas (estabilidad de la atmósfera, intensidad de la turbulencia)

Debido a su complejidad, no resulta posible incluir en un modelo de depósito la parametrización de todos los procesos involucrados en el depósito seco. Sin embargo, es posible considerar los efectos más importantes, teniendo en cuenta las condiciones atmosféricas, las características de la superficie y las propiedades del contaminante a depositar (Seinfeld y Pandis, 1998).

### **5.3.1. El método de las resistencias**

El proceso de depósito de material particulado puede incluir dos etapas: (1) un transporte aerodinámico de las partículas a través de la capa de superficie atmosférica, desde una altura de referencia donde la concentración ( $C$ ) es especificada, hasta una capa de aire muy delgada adyacente a la superficie, y (2) el transporte dominado por el movimiento Browniano a través de la capa delgada cuasi-laminar hasta la superficie.

Asimismo, se debe tener en cuenta el efecto gravitacional, representado por la velocidad de sedimentación gravitatoria ( $v_s$ ), estimada de acuerdo con la Ley de Stokes.

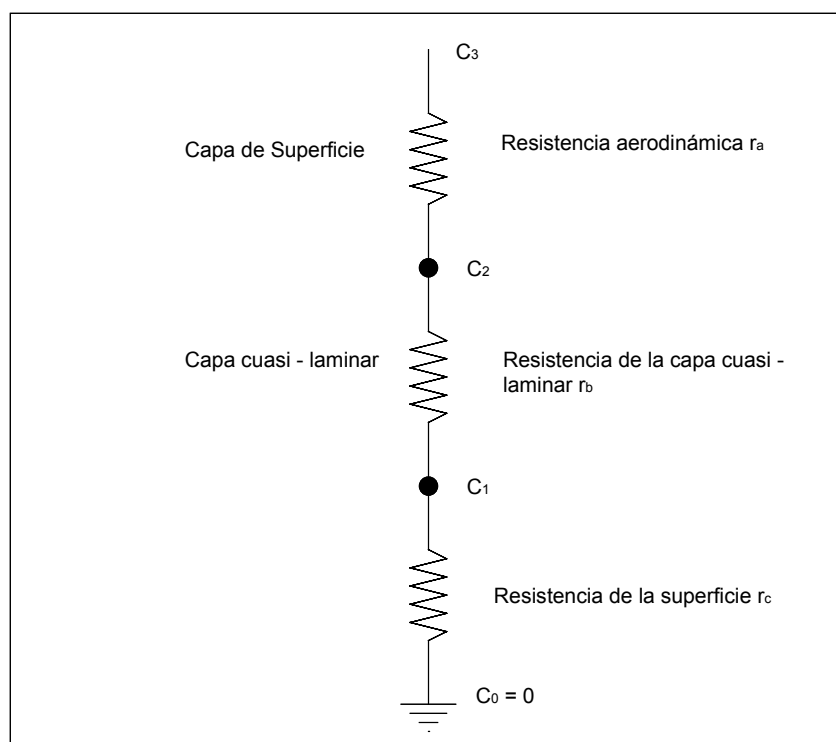
Cada una de las etapas mencionadas anteriormente y el efecto gravitacional condicionan el valor de la velocidad de depósito ( $v_d$ ).

La velocidad de depósito ( $v_d$ ) se puede estimar utilizando el método de las resistencias, el cual interpreta el proceso de depósito seco en términos de una analogía entre el flujo de material particulado y el flujo de corriente eléctrica. El transporte y la transferencia de material particulado, desde la atmósfera hacia la superficie, son inversamente proporcionales a una suma de resistencias. Éstas representan la oposición del medio al transporte vertical del material particulado,



que se realiza a través de la atmósfera hacia la superficie (Seinfeld y Pandis, 1998).

En condiciones estacionarias, el flujo de depósito seco ( $F_d$ ) está relacionado con las diferencias de concentración y las resistencias de las diferentes zonas que el flujo de contaminantes atraviesa antes de llegar a la superficie (Figura 5.1).



**Figura 5.1.** Modelo de la resistencia para el depósito seco.

El flujo correspondiente a la sedimentación es igual al producto de la velocidad de sedimentación por la concentración del material particulado. Asumiendo que las partículas, tras la caída, se adhieren a la superficie de contacto, la resistencia de la superficie ( $r_c$ ) se considera igual a cero. En

consecuencia, de acuerdo con la Figura 5.1, el flujo de depósito total se lo puede expresar mediante:

$$F_d = \frac{C_3 - C_2}{r_a} + v_s C_3 = \frac{C_2 - C_1}{r_b} + v_s C_2 = \frac{C_3 - C_1}{r_t} \quad (5.2)$$

Si  $C_0 = C_1 = 0$  la expresión (5.2) se escribe:

$$F_d = \frac{C_3}{r_t} = \frac{C_3 - C_2}{r_a} + v_s C_3 = \frac{C_2}{r_b} + v_s C_2 \quad (5.3)$$

Resolviendo estas ecuaciones, la velocidad de depósito seco para el material particulado resulta (ver ANEXO 1):

$$v_d = \frac{1}{r_t} = \frac{1}{r_a + r_b + (r_a r_b) v_s} + v_s \quad (5.4)$$

De esta manera, la velocidad de depósito ( $v_d$ ) del material particulado puede ser estimada en función de tres resistencias en serie  $r_a$ ,  $r_b$  y  $(r_a r_b) v_s$  (ésta última surge como consecuencia de los cálculos matemáticos) y  $v_s$  (Zhang y Wexler, 2002).

#### 5.3.1.a. Estimación de la resistencia aerodinámica ( $r_a$ )

La resistencia aerodinámica es la resistencia que ofrece el aire al transporte vertical de un contaminante dentro de la capa de superficie de la atmósfera, desde un nivel de referencia ( $z_r$ ) hasta la altura del orden de la

longitud de rugosidad de la superficie ( $z_0$ ). El transporte dentro de esta capa se produce principalmente por difusión turbulenta, por lo tanto, el mecanismo que determina la resistencia aerodinámica es el transporte turbulento vertical atmosférico.

La intensidad de la turbulencia atmosférica depende de la velocidad del viento, de las condiciones de estabilidad atmosférica y de la rugosidad de la superficie. En horas diurnas, en condiciones convectivas, la intensidad de la turbulencia es grande y la presencia de una capa atmosférica de superficie bien mezclada favorece el flujo de depósito hacia la superficie. En el período nocturno, la estratificación estable de la atmósfera cerca de la superficie reduce la intensidad y extensión vertical de la turbulencia atmosférica, disminuyendo el flujo de depósito seco hacia la superficie.

La resistencia aerodinámica ( $r_a$ ) se puede estimar mediante la teoría del transporte-gradiente, asumiendo que el transporte turbulento vertical de contaminantes se produce por mecanismos similares a los del transporte turbulento de calor o cantidad de movimiento. Por lo tanto, el flujo de depósito seco del material particulado a través de la capa de superficie se puede expresar:

$$F_d = K \frac{\partial C}{\partial z} \quad (5.5)$$

donde  $K$  es el coeficiente de difusividad turbulento y  $C$  es la concentración del material particulado. La teoría de la semejanza aplicada al transporte turbulento vertical, considera que el coeficiente de difusividad turbulento es proporcional a la velocidad de fricción ( $u_*$ ) y a la altura sobre la superficie (Seinfeld y Pandis, 1998).

Considerando que mediante el análisis dimensional los coeficientes de difusividad turbulenta para el calor ( $K_T$ ) y para la cantidad de movimiento ( $K_m$ ) pueden ser expresados como:

$$K_T = \frac{ku.z}{\phi_T(\zeta)} \quad (5.6)$$

$$K_m = \frac{ku.z}{\phi_m(\zeta)} \quad (5.7)$$

donde  $\phi_T$  y  $\phi_m$  son los perfiles adimensionales para la temperatura y la cantidad de movimiento, respectivamente,  $\zeta$  es  $z/L$ , donde  $L$  es la longitud de Monin Obukov y  $k$  es la constante de von Kármán ( $k=0.41$ ), el coeficiente de difusividad turbulento  $K$  para el material particulado también podrá expresarse como:

$$K = \frac{ku.z}{\phi_p} \quad (5.8)$$

donde  $\phi_p$  es el perfil adimensional correspondiente. Por lo tanto, sustituyendo (5.8) en (5.5) se obtiene:

$$F_d = \frac{ku.z}{\phi_p(\zeta)} \frac{\partial C}{\partial z} \quad (5.9)$$

Integrando la expresión (5.9) en la capa de superficie entre dos niveles  $z_3$  y  $z_2$ , se obtiene:

$$F_d = (C_3 - C_2) \left( \int_{z_2}^{z_3} \frac{\phi_p(\zeta)}{ku.z} dz \right)^{-1} \quad (5.10)$$

Por lo tanto, de acuerdo con (5.2) la resistencia aerodinámica es:

$$r_a = \int_{z_2}^{z_3} \frac{\phi_p(\zeta)}{ku_* z} dz \quad (5.11)$$

Esta integral se evalúa entre la base de la capa de superficie ( $z_2 = z_0$ ) y la altura de referencia  $z_3 = z_r$ . ( $z_r$  altura de referencia, implícita en la definición de  $v_d$ ).

Evidencias experimentales (Zhang y otros, 2001) indican que la forma de  $\phi_p$  es similar a la de  $\phi_T$ . Por lo tanto, considerando la forma de  $\phi_T$  dada por Wieringa (1980):

$$\phi_T = \begin{cases} 1 + 9.2\zeta & \zeta > 0 \text{ estable} \\ 1 & \zeta = 0 \text{ neutral} \\ (1 - 13\zeta)^{-1/2} & \zeta < 0 \text{ inestable} \end{cases} \quad (5.12)$$

y reemplazando en (5.11), se obtiene las siguientes expresiones para  $r_a$  (ver ANEXO 2):

$$r_a = \begin{cases} \frac{1}{ku_*} \left[ \ln\left(\frac{z_r}{z_o}\right) + 9.2(\zeta_r - \zeta_o) \right] & \zeta_r > 0 \\ \frac{1}{ku_*} \left[ \ln\left(\frac{z_r}{z_o}\right) \right] & \zeta_r = 0 \\ \frac{1}{ku_*} \left[ \ln\left(\frac{z_r}{z_o}\right) - 2 \ln\left(\frac{\eta_r + 1}{\eta_o + 1}\right) \right] & \zeta_r < 0 \end{cases} \quad (5.13)$$

donde  $\eta_r = (1 - 13\zeta_r)^{1/2}$ ;  $\eta_o = (1 - 13\zeta_o)^{1/2}$ ;  $\zeta_r = \frac{z_r}{L}$ ;  $\zeta_o = \frac{z_o}{L}$

### 5.3.1.b. Estimación de la resistencia de la capa cuasi – laminar ( $r_b$ )

El modelo de la resistencia para el depósito seco incluye una capa cuasi-laminar adyacente a la superficie, a través de la cual la resistencia al depósito depende de la difusividad Browniana del material particulado y de las características de la superficie.

El flujo de depósito seco a través de la capa cuasi-laminar puede expresarse como el producto entre el coeficiente de transporte adimensional (B), la velocidad de fricción, y la diferencia de concentración a través de esta capa (Seinfeld y Pandis, 1998):

$$F_d = Bu_* (C_2 - C_1) \quad (5.14)$$

sí  $C_1 = 0$ . Por lo tanto:

$$F_d = Bu_* C_2 \quad (5.15)$$

De esta forma, la resistencia de la capa cuasi-laminar está dada por:

$$r_b = \frac{1}{Bu_*} \quad (5.16)$$

La resistencia de la capa cuasi-laminar puede parametrizarse (Pleim y otros, 1984) en términos de los números adimensionales de Schmidt ( $S_c$ )  $S_c = \nu/D$  y de Stokes ( $S_t$ )  $St = v_s u_*^2/g\nu$ , donde  $\nu$  es el coeficiente de viscosidad cinemática ( $0.151 \text{ cm}^2/\text{s}$ ) y  $D$  la difusividad molecular del material particulado en el aire:

$$r_b = \frac{1}{u_* (S_c^{-2/3} + 10^{-3/St})} \quad (5.17)$$

Las partículas son transportadas a través de la capa cuasi - laminar por el movimiento Browniano. La transferencia por difusividad Browniana depende del tamaño de las partículas. En el caso de partículas "pequeñas" (aerosoles), la transferencia es rápida y la resistencia es baja, pero cuando el tamaño de las partículas aumenta, la difusividad Browniana disminuye y la transferencia es más lenta. La difusividad de las partículas en el aire,  $D$ , es función del tamaño de éstas, de la temperatura del aire y de la viscosidad dinámica. Debido al movimiento Browniano, las partículas más pequeñas tienen un transporte más efectivo con altas difusividades. La expresión utilizada para determinar la difusividad turbulenta ( $D$ ) (Seinfeld y Pandis, 1998) es la siguiente:

$$D = \frac{k_b T C_c}{\mu 6 \pi r} \quad (5.18)$$

donde:  $k_b = 1.3604 \times 10^{-16}$  erg/K es la constante de Stefan Boltzman

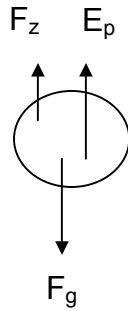
$T$  = temperatura del aire en grados Kelvin.

$C_c$  = factor de corrección de Cunningham (descrito en 5.3.1.c)

#### 5.3.1.c. Estimación de la velocidad de sedimentación ( $v_s$ ).

Si se consideran partículas en caída libre dentro de un fluido, por ejemplo el aire, actúan sobre éstas las siguientes fuerzas: el peso ( $F_g$ ), el empuje ( $E_p$ ) y la

fuerza de rozamiento ( $F_z$ ), tal como se representan en el siguiente esquema (Figura 5.2):



**Figura 5.2.** Esquema del balance de fuerzas que actúan sobre una partícula en caída libre. ( $F_z$ : fuerza de rozamiento,  $E_p$ : fuerza de empuje y  $F_g$ : peso).

Las partículas, cuando comienzan a caer, se ven afectadas por la aceleración de la gravedad y su velocidad se incrementa hasta alcanzar una velocidad terminal, en el momento en que se equilibran las tres fuerzas ( $F_g$ ,  $F_z$  y  $E_p$ ). A partir de ese momento, las partículas describen en su recorrido un movimiento rectilíneo uniforme. Por lo tanto, la expresión resultante será:

$$F_g = E_p + F_z \quad (5.19)$$

Generalmente, se supone que las partículas son esféricas (Sehmel, 1980). Por lo tanto, el peso de la partícula está dado por:  $F_g = \frac{4\pi r^3 \rho g}{3}$  y la fuerza de empuje:  $E_p = \frac{4\pi r^3 \rho_a g}{3}$ , en consecuencia, la expresión (5.19) se expresa:

$$F_z = \frac{4\pi r^3 (\rho - \rho_a) g}{3} \quad (5.20)$$

donde  $\rho_a$  es la densidad del aire ( $\text{g/cm}^3$ )



$\rho$  es la densidad de la partícula ( $\text{g/cm}^3$ )

$r$  es el radio de la partícula ( $\mu\text{m}$ )

$g$  es la aceleración de la gravedad ( $\text{cm/s}^2$ )

La fuerza de rozamiento ejercida sobre una esfera de radio  $r$  por un fluido viscoso está dada por:

$$F_z = \frac{\pi}{2} r^2 v^2 \rho_a C_D \quad (5.21)$$

donde  $v$  es la velocidad de la partícula relativa al fluido y  $C_D$  es el coeficiente de arrastre de la partícula característico del flujo. Introduciendo el número de Reynolds  $R_e = \frac{2\rho_a v r}{\mu}$ , donde  $\mu$  es la viscosidad dinámica del fluido, la expresión

(5.21) puede escribirse de la siguiente forma:

$$F_z = 6\pi\mu v r \left( \frac{C_D R_e}{24} \right) \quad (5.22)$$

Para valores muy pequeños del número de Reynolds, la solución dada por Stokes al campo de flujo alrededor de la partícula, demuestra que  $\frac{C_D R_e}{24} = 1$ ; en este caso la expresión (5.22) queda reducida a:

$$F_z = 6\pi\mu v r \quad (5.23)$$

Igualando las expresiones (5.20) y (5.23), despejando la velocidad terminal y suponiendo que  $v = v_s$ , resulta:

$$v_s = \frac{2r^2 g(\rho - \rho_a)}{9\mu} \quad (5.24)$$

Dado que la densidad de las partículas es mucho mayor que la densidad del aire, la expresión (5.24) es:

$$v_s = \frac{2r^2 g\rho}{9\mu} \quad (5.25)$$

Para partículas pequeñas (tamaños del orden de las trayectorias medias entre moléculas,  $d_p < 5 \mu\text{m}$ ), la fuerza de rozamiento ( $F_z$ ) está dada por:

$$F_z = \frac{6\pi\mu vr}{C_c} \quad (5.26)$$

donde  $C_c$  es el factor de corrección de Cunningham y cuya expresión en función del diámetro de las partículas ( $d_p$ ) está dada por (Seinfeld y Pandis, 1998):

$$C_c = \begin{cases} 1 & d_p > 5 \mu\text{m} \\ 1 + \frac{2\chi_m}{d_p} \left( 1.257 + 0.4e^{-0.55d_p / \chi_m} \right) & d_p \leq 5 \mu\text{m} \end{cases} \quad (5.27)$$

donde  $\chi_m$  es el recorrido libre medio de las moléculas. En este caso, igualando las expresiones (5.20) y (5.26), suponiendo  $v = v_s$  y despejando la velocidad de sedimentación ( $v_s$ ), se obtiene:

$$v_s = \frac{2r^2 g \rho C_c}{9\mu} \quad (5.28)$$

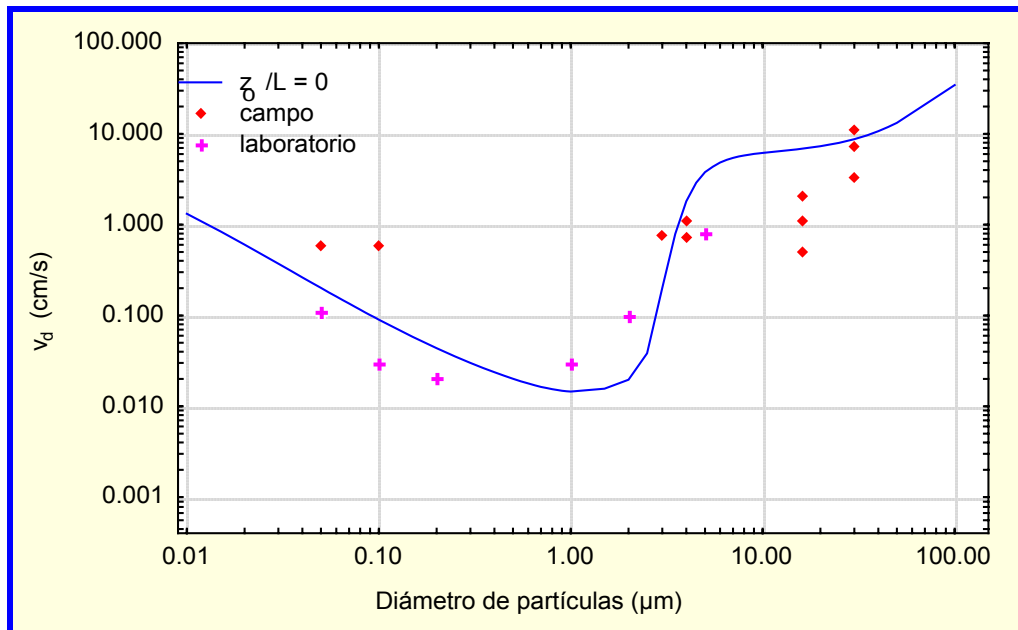
que, expresada en función del diámetro de la partícula es:

$$v_s = \frac{d_p^2 \rho g C_c}{18\mu} \quad (5.29)$$

En el cálculo de  $v_s$ , el recorrido libre medio ( $\chi_m$ ) es “representado” por el “recorrido medio aparente” ( $\chi$ ), definido como la distancia recorrida por la partícula antes de que su dirección de movimiento cambie (Fuchs, 1964).

### **5.3.2. Valores experimentales de la velocidad de depósito de partículas**

Las velocidades de depósito para el material particulado determinadas en experiencias de campo y laboratorio (McMahon y Denison, 1979, Sehmel, 1980), son función de las condiciones experimentales y presentan un amplio rango de valores aún para la misma superficie (Figura 5.3). En general, los resultados experimentales muestran que las velocidades de depósito seco ( $v_d$ ) para el material particulado pueden variar en un rango de tres órdenes de magnitud (Sehmel, 1980).



**Figura 5.3.** Variación de la velocidad de depósito con el diámetro de las partículas. Curva teórica para una atmósfera neutral (línea llena), valores experimentales (en rojo) y simulaciones de laboratorio en una atmósfera controlada (en fucsia) (Mc Mahon y Denison, 1979).

Las recopilaciones de valores empíricos de velocidades de depósito más completas que se han publicado hasta el momento son las realizadas por McMahon y Denison (1979) y Sehmel (1980). En ellas se incluyeron, velocidades de depósito de material particulado obtenidos en forma experimental (mediciones en el campo) y obtenidos en simulaciones de laboratorio en condiciones de una atmósfera controlada. Los datos experimentales (Chamberlain, 1953, Clough, 1975, Wesley y otros, 1977) y las simulaciones en laboratorio en una atmósfera controlada (Chamberlain, 1967, Sehmel, 1973, Craig y otros, 1976, Little y Wiffen, 1977) de la velocidad de depósito para diferentes diámetros de partículas se incluyen en la Figura 5.3. Todos estos valores corresponden a una superficie cubierta de pasto corto y fueron extraídos de la recopilación realizada por McMahon y Denison (1979) (Tablas 5.3.I y 5.3.II).

**Tabla 5.3.I.** Velocidades de depósito obtenidas en simulaciones de laboratorio en una atmósfera controlada.

Referencia	Diámetro de partículas ( $\mu\text{m}$ )	$v_d$ (cm/s)
Chamberlain (1967)	0.1	0.03
	1	0.03
	2	0.1
	5	0.8
Sehmel (1973)	0.1-28	$2 \times 10^{-3}$ -10
Craig y otros (1976)	0.1-1	0.01
Little y Wiffen (1977)	$5 \times 10^{-2}$	0.11
	0.2	0.02

**Tabla 5.3.II.** Velocidades de depósito obtenidas en experiencias de campo.

Referencia	Diámetro de partículas ( $\mu\text{m}$ )	$v_d$ (cm/s)
Chamberlain (1953)	16	2.1
	16	1.1
	16	0.5
Clough (1975)	30	3.4
	30	7.3
	30	11
	4	0.74
	4	1.1
	3	0.75
Wesley y otros (1977)	0.05-0.1	0.6

Además, en la Figura 5.3 está representada la velocidad de depósito calculada con el método de las resistencias (curva llena en azul), suponiendo un  $z_o$  característico para una superficie cubierta con pasto corto y una condición de atmósfera neutral. En ella puede observarse, que la velocidad de depósito mínima corresponde a un diámetro de partícula entre 0.1 y  $1\mu\text{m}$  (Sehmel, 1980). Los

valores de  $v_d$  obtenidos en forma experimental y bajo condiciones de atmósfera controlada varían entre 0.02 y 10 cm/s.

En general, los valores de las velocidades de depósito seco de partículas, se presentan según los diámetros de la partículas, teniendo en cuenta el tipo de superficie y consignando un rango de velocidades de depósito obtenido en cada experimento, en lugar de un valor promedio. Estos resultados ponen en evidencia la gran incertidumbre en la determinación de la velocidad de depósito, a partir de las experiencias, ya que las velocidades de depósito obtenidas en un determinado experimento pueden variar en varios órdenes de magnitud. Además, la mayor parte de estos resultados pertenecen a experiencias que incluyen una distribución de tamaños de partículas y no a partículas de un diámetro único (Sehmel, 1980).

Existe poca evidencia experimental del efecto de la estabilidad de la atmósfera sobre la velocidad de depósito de material particulado en diferentes superficies, aunque Sehmel (1980) indica que se produce un leve incremento de la  $v_d$  con las condiciones de inestabilidad atmosférica.

Para partículas con diámetro comprendido entre 0.03 y 30  $\mu\text{m}$  y longitudes de rugosidad de la superficie entre 0.001 y 10 cm, el rango de velocidades de depósito seco varía entre  $10^{-3}$  y 40 cm/s (Sehmel, 1980).

Zhang y otros (2001) realizaron una recopilación de valores experimentales de velocidades de depósito seco para partículas finas ( $d_p < 1\mu\text{m}$ ) determinadas mediante el método del flujo-gradiente y de la correlación turbulenta, sobre diferentes superficies vegetales. Los resultados obtenidos se resumen en la Tabla 5.3.III.

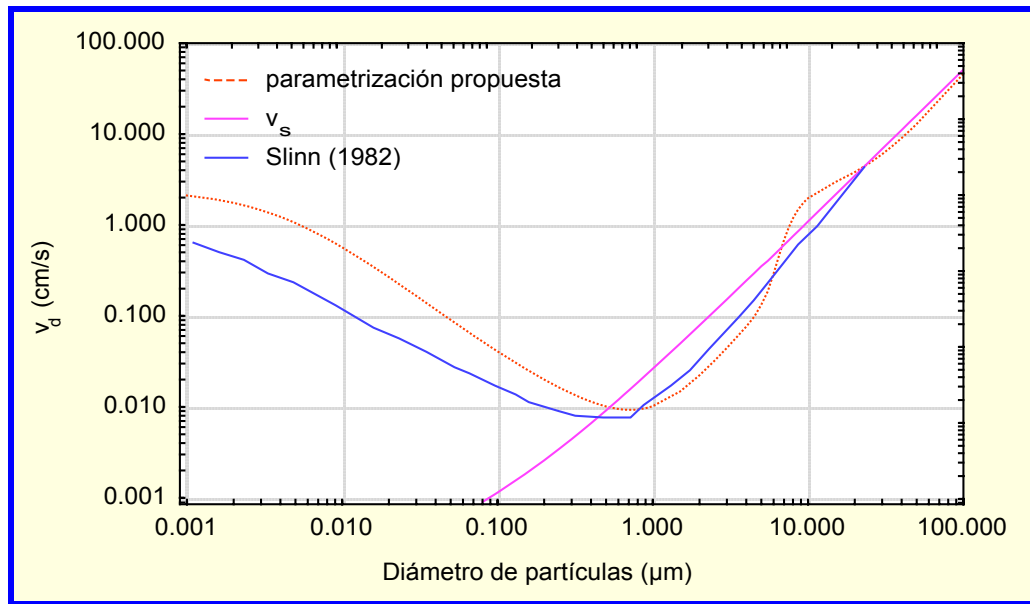
**Tabla 5.3.III.** Recopilación de valores de la velocidad de depósito seco para partículas finas ( $d_p < 1\mu\text{m}$ ), según Zhang y otros (2001).

Referencia	Superficie	Método de determinación	Diámetro de partículas ( $\mu\text{m}$ )	$v_d$ (cm/s)
Sievering (1982)	Terreno cultivado	Flujo-gradiente	0.15-0.3	0.1
Sievering (1987)		Correlación turbulenta	0.2	1.2 (inestable)
Sievering (1983)		Correlación turbulenta	0.09-2.5	0.37 (estable)
Gallagher y otros (1997)	Bosque de coníferas	Correlación turbulenta	0.10-0.18	<0.7
			0.18-0.24	0.02-0.4
			0.24-0.30	0.02-1.0
			0.30-0.50	0.02-2.0
Lorenz y Murphy (1989)	Bosque de coníferas	Flujo-gradiente	0.5-1.0	0.03-1.8
			1.0-2.0	media 0.43
Garland y Cox (1982)	Pasto	Flujo-gradiente	0.05-1.0	media 0.78
Wesely y otros (1977)		Correlación turbulenta	0.05-1.0	<0.1
				0.1-1.0

Puede observarse, en la Tabla 5.3.III que la velocidad de depósito de las partículas finas sobre diferentes superficies vegetales pueden alcanzar valores que superan 1 cm/s. En general, las partículas en ese rango de tamaños tienen mayores valores de velocidades de depósito sobre superficies rugosas, como bosques de coníferas, y menores velocidades de depósito superficies más lisas como el pasto.

### 5.3.3. Estimaciones de la velocidad de depósito seco

En la Figura 5.4 se presenta la comparación de la variación de la velocidad de depósito ( $v_d$ ) obtenida a partir de la metodología descrita anteriormente (Ecuación (5.4)) con los resultados del modelo propuesto por Slinn (1982).

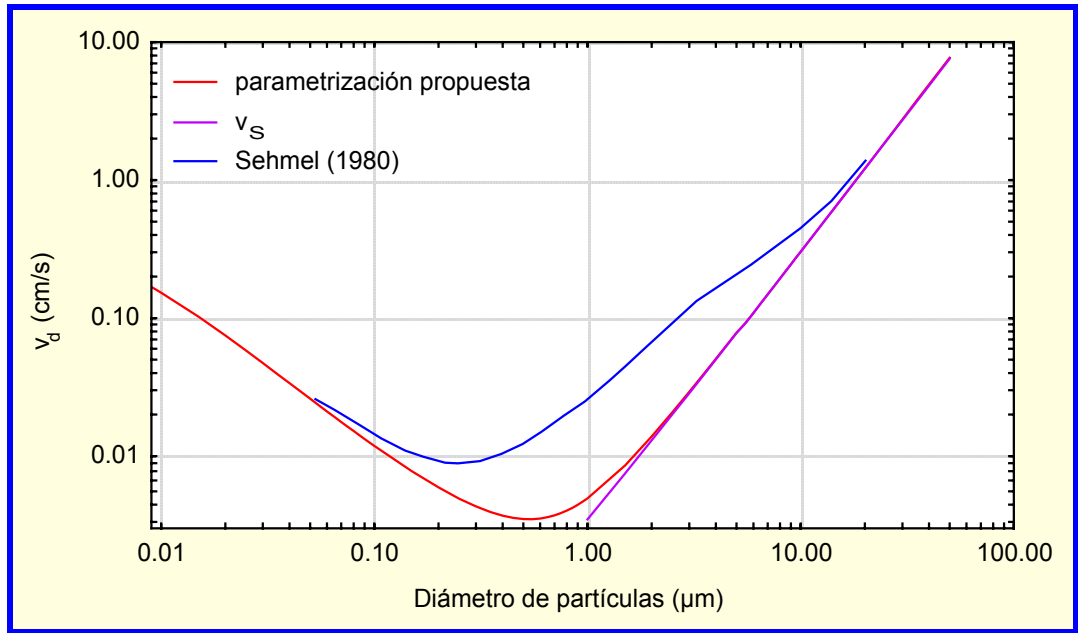


**Figura 5.4.** Velocidad de depósito ( $v_d$ ) en función del diámetro de las partículas calculada a partir del modelo propuesto por Slinn (1982) y por la expresión (5.4). Considerando una atmósfera neutral, una densidad de partícula de  $1.5 \text{ g/cm}^3$  y una intensidad del viento de  $6.7 \text{ m/s}$ . La línea fucsia representa la velocidad de sedimentación ( $v_s$ ) (expresión (5.29)).

Las curvas en la Figura 5.4 corresponden a la condición de estabilidad atmosférica neutral ( $z_0/L = 0$ ), con viento de  $6.7 \text{ m/s}$  y una densidad de partículas de  $1.5 \text{ g/cm}^3$ . Asimismo, se incluye en la Figura 5.4, la variación de la velocidad de sedimentación de partículas ( $v_s$ ). Ambas estimaciones presentan un mínimo de  $v_d$  entre diámetros de  $0.1$  y  $1 \text{ } \mu\text{m}$ , y convergen a la velocidad de sedimentación (ley de Stokes) a medida que el diámetro de las partículas aumenta.

En la Figura 5.5 se presenta la variación de la velocidad de depósito en función del diámetro de partículas estimada con la parametrización propuesta y la obtenidas a partir de Sehmel (1980). Los valores corresponden a una condición levemente estable ( $z_0/L = 0.001$ ) y una densidad de partículas de  $1 \text{ g/cm}^3$ . Se incluye además la velocidad de sedimentación ( $v_s$ ), representando ésta la función a la que tiende la ecuación (5.4) cuando el diámetro de partículas es muy grande.





**Figura 5.5.** Velocidad de depósito en función del diámetro de las partículas calculada a partir de la parametrización propuesta y obtenida por Sehmel (1980). Considerando un  $z_0/L = 0.001$  y densidad de las partículas de  $1\text{g/cm}^3$ . La línea fucsia representa la velocidad de sedimentación ( $v_s$ ).

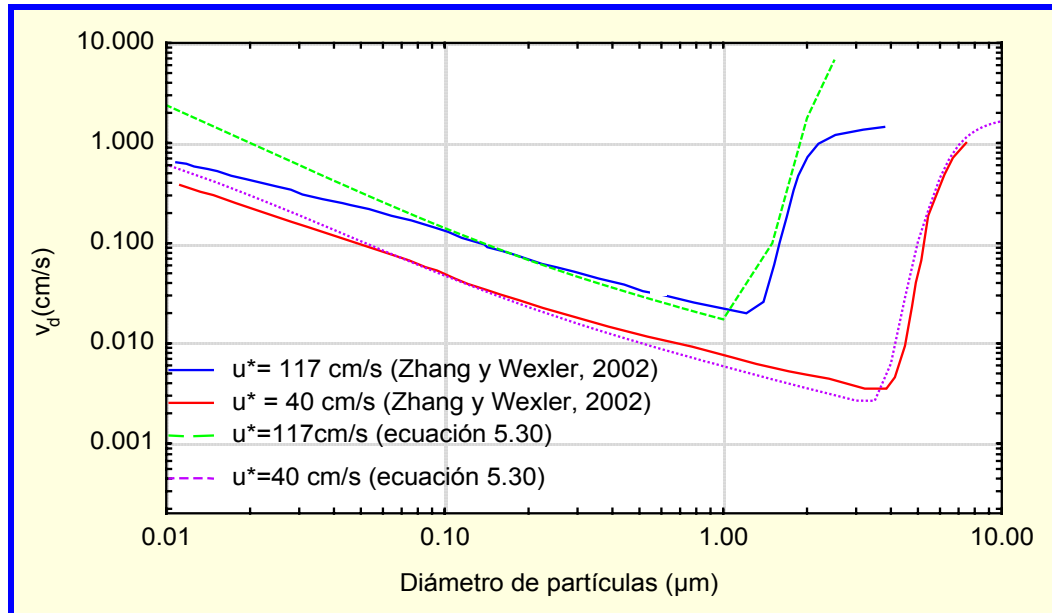
Los valores mínimos de la velocidad de depósito en ambas curvas, también se encuentran, entre  $0.1$  y  $1 \mu\text{m}$ . En este rango de diámetros las partículas tienden a ser muy grandes para ser afectadas por el movimiento Browniano y pequeñas como para tener suficiente inercia o peso para depositarse. Además, ambas curvas convergen a la velocidad de sedimentación cuando las partículas aumentan de tamaño.

Por otro lado, si se supone que  $v_s$  es aproximadamente cero, la velocidad de depósito  $v_d$  dada por la ecuación (5.4), se reduce a:

$$v_d = \frac{1}{r_a + r_b} \quad (5.30)$$

En la Figura 5.6 se comparan los valores obtenidos de la expresión (5.30) con la parametrizada por Zhang y Wexler (2002), en condiciones neutrales, para

valores de  $u^*$  comprendidos entre 117 y 40 cm/s y con una densidad de partículas de  $1.4 \text{ g/cm}^3$ .



**Figura 5.6.** Velocidad de depósito en función del diámetro de las partículas calculada mediante la Ec. (5.30) y la obtenida por Zhang y Wexler (2002). Considerando una atmósfera neutral, una densidad de partícula de  $1.4 \text{ g/cm}^3$  y una intensidad del viento de  $10 \text{ m/s}$ .

Cuando la turbulencia mecánica es mayor ( $u^*=117 \text{ cm/s}$ ), el mínimo de  $v_d$  se presenta para diámetros cada vez menores. Esto podría deberse a que ambas resistencias disminuyen cuando el fluido está más agitado, generando velocidades de depósito mayores. En consecuencia, con turbulencia mecánica débil ( $u^*=40 \text{ cm/s}$ ), y si se considera que la velocidad de sedimentación es nula, la mínima  $v_d$  correspondería a partículas de  $3 \mu\text{m}$ , mientras que si se tiene en cuenta la velocidad de sedimentación, la velocidad de depósito mínima se presenta para partículas de  $1 \mu\text{m}$  (Figura 5.6). Además se observa que, en general, los valores de la velocidad de depósito estimados por la expresión (5.30) y los obtenidos mediante el modelo propuesta por Zhang y Wexler (2002)

presentan un comportamiento similar excepto para partículas con diámetros inferiores a  $0.08\ \mu\text{m}$  y si se considera una velocidad de fricción de  $117\ \text{cm/s}$ .

#### **5.3.4. Estudio de la sensibilidad del cálculo de la velocidad de depósito.**

De acuerdo con la ecuación (5.4), la velocidad de depósito depende de la resistencia aerodinámica ( $r_a$ ), de la resistencia de la capa cuasi – laminar ( $r_b$ ) y de la velocidad de sedimentación de las partículas ( $v_s$ ). Asimismo, la resistencia aerodinámica depende de las condiciones de estabilidad atmosférica, de la intensidad del viento y de la longitud de rugosidad de la superficie. La resistencia de la capa cuasi – laminar depende de esos mismos tres parámetros y de los números adimensionales de Schmidt y de Stokes. El primero de estos números depende de la viscosidad cinemática y de la difusividad molecular de las partículas, ambas funciones de la temperatura del aire. El número de Stokes depende de la velocidad de sedimentación de las partículas y de la velocidad de fricción. Esta última, a su vez, es función de la intensidad del viento, de las condiciones de estabilidad atmosférica y de la longitud de rugosidad de la superficie. Por último, la velocidad de sedimentación de las partículas depende principalmente de la densidad de las partículas, del diámetro de éstas y del recorrido libre medio de las moléculas.

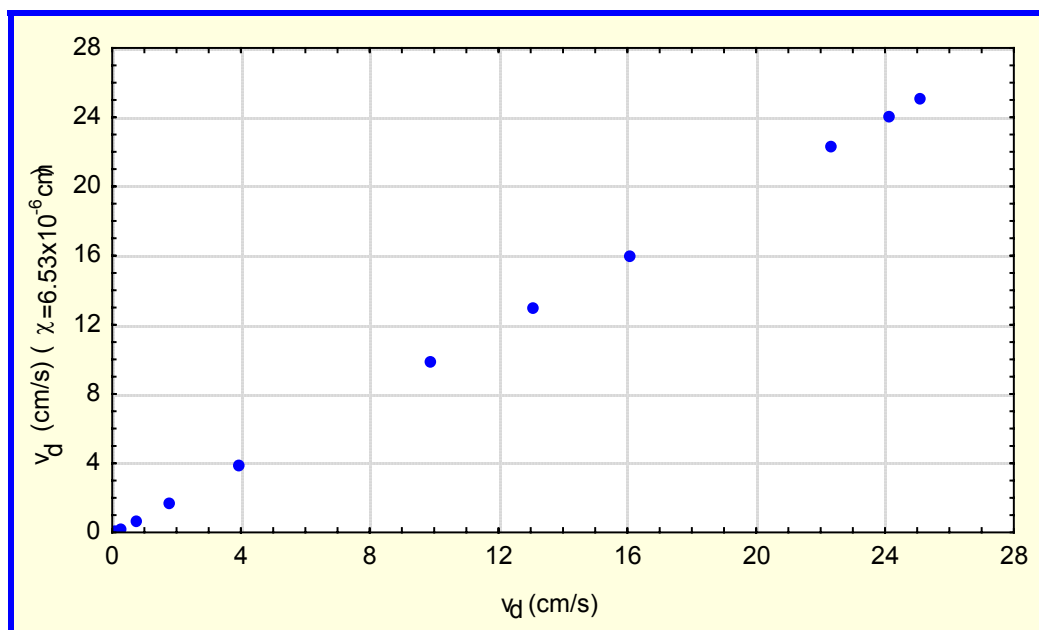
En consecuencia, el análisis de la sensibilidad de los valores de  $v_d$  se realiza considerando las variaciones de los siguientes parámetros: temperatura del aire ( $T$ ), “recorrido medio aparente” ( $\chi$ ), condiciones de estabilidad atmosférica ( $z_0/L$ ), longitud de rugosidad de la superficie ( $z_0$ ), intensidad de viento ( $u$ ) y densidad de las partículas ( $\rho$ ).

Para estudiar la variación de la velocidad de depósito ( $v_d$ ) con  $\chi$ , se consideró que la condición de estabilidad atmosférica es neutral, la intensidad del viento ( $u$ ) de 5 m/s, (típica para la Ciudad de Buenos Aires, Venegas y otros, 2000), la longitud de rugosidad de la superficie ( $z_o = 1\text{m}$ ) característica para un área urbana (Zhang y otros, 2001) y una densidad de partículas ( $\rho$ ) de  $1\text{ g/cm}^3$ . La velocidad de depósito fue calculada considerando dos suposiciones distintas con respecto al valor de  $\chi$ . Por un lado, se supuso un valor de  $\chi$  constante ( $\chi = 6.53 \times 10^{-6}\text{ cm}$ ) (Scire y otros, 1999) y por otro, se consideró que  $\chi$  variaba con el diámetro de las partículas de acuerdo con la Tabla 5.5.I (Fuchs, 1964).

**Tabla 5.5.I.** Variación del recorrido medio aparente de las partículas (cm) con el diámetro de las partículas ( $\mu\text{m}$ ) (Fuchs, 1964).

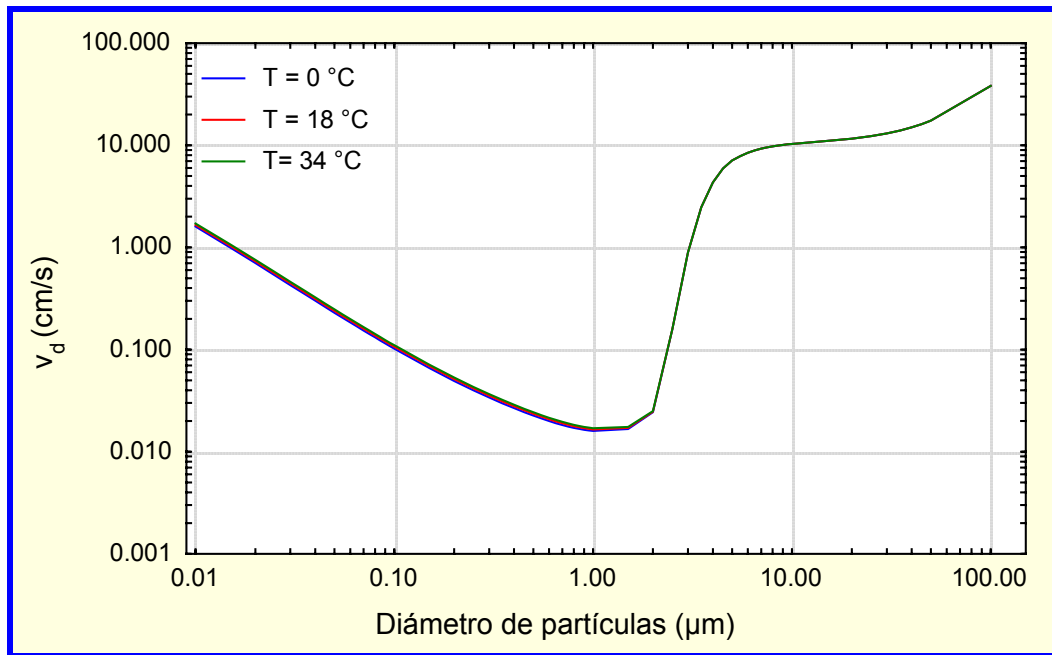
Diámetro ( $\mu\text{m}$ )	$\chi$ (cm)
0.002	6.59E-06
0.004	4.68E-06
0.01	3.00E-06
0.02	2.20E-06
0.04	1.64E-06
0.1	1.24E-06
0.2	1.13E-06
0.4	1.21E-06
1	1.53E-06
2	2.01E-06
4	2.80E-06
10	4.32E-06
20	6.08E-06

En la Figura 5.7 se comparan los resultados obtenidos por ambas metodologías. Puede observarse que no existe diferencia entre los valores de la velocidad de depósito calculado considerando un  $\chi$  fijo o variable.



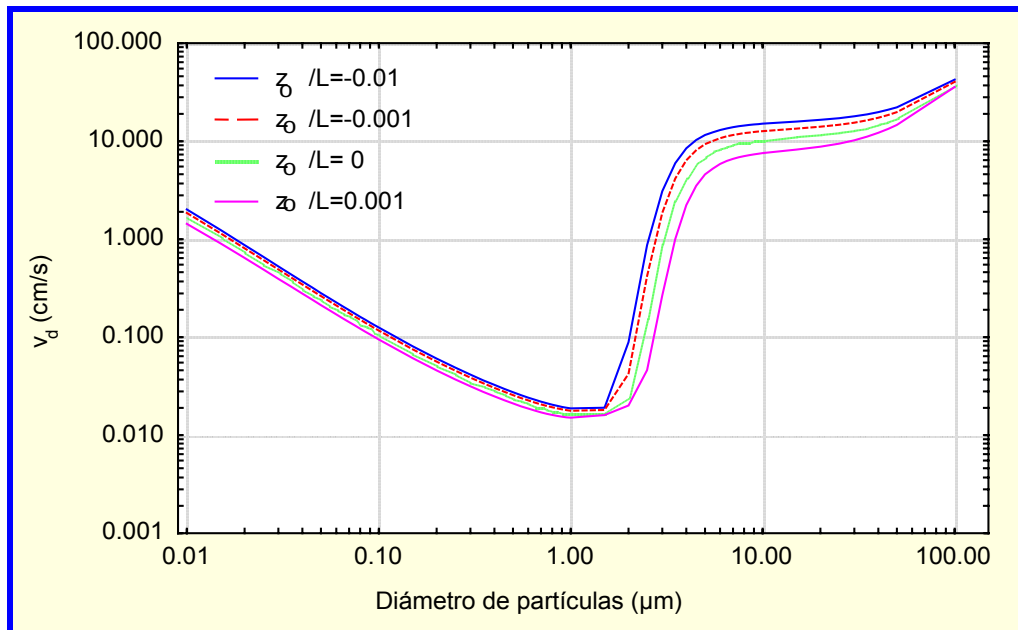
**Figura 5.7.** Variación de la  $v_d$  considerando un valor de “recorrido medio aparente” variable y otro fijo ( $\chi = 6.53 \times 10^{-6}$  cm).

La variación de los valores de  $v_d$  con la temperatura del aire fue analizada considerando las mismas condiciones mencionadas anteriormente con respecto a la estabilidad atmosférica, intensidad del viento, longitud de rugosidad, densidad de las partículas y  $\chi = 6.53 \times 10^{-6}$  cm. En la Figura 5.8 se presenta la velocidad de depósito en función del diámetro de las partículas, considerando un valor mínimo de temperatura ( $T=0^\circ\text{C}$ ), un valor máximo ( $T=34^\circ\text{C}$ ) y el valor de temperatura media ( $T=18^\circ\text{C}$ ) representativos de la atmósfera en la Ciudad de Buenos Aires. Puede observarse que los valores de la  $v_d$  no son sensibles a las variaciones de la temperatura del aire, dentro del rango de temperaturas consideradas.



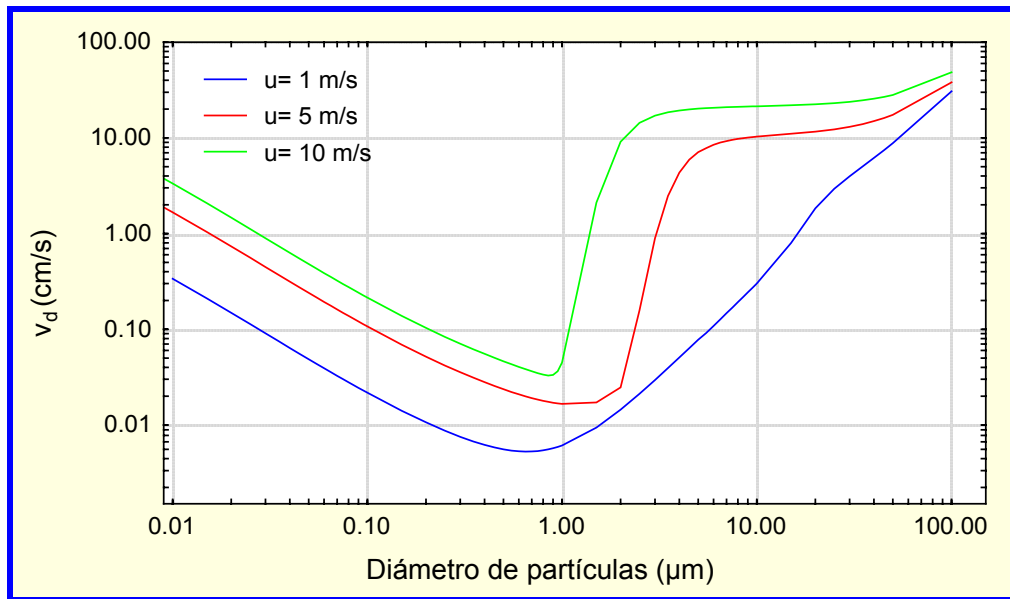
**Figura 5.8.** Velocidad de depósito en función del diámetro de partículas para diferentes temperaturas del aire.

La sensibilidad de la velocidad de depósito a las condiciones de estabilidad atmosférica, se analiza considerando  $u = 5 \text{ m/s}$ ,  $z_0 = 1 \text{ m}$ ,  $\rho = 1 \text{ g/cm}^3$  y  $\chi = 6.53 \times 10^{-6} \text{ cm}$ . Para ello se considera  $z_0/L = -0.01, -0.001, 0, 0.001$  y los resultados se presentan en la Figura 5.9. Puede observarse que la velocidad de depósito es sensible a la variación en las condiciones de estabilidad atmosférica. Si comparamos los valores de la  $v_d$  para la condición más inestable respecto de la estable, podemos observar que cuando el diámetro de las partículas es inferior a los  $2 \text{ μm}$  el incremento en la  $v_d$  es inferior al 30%. Mientras que, cuando el diámetro de partículas es superior a  $2 \text{ μm}$  se produce un abrupto incremento que puede llegar al 95 %. Luego, a partir de los  $40 \text{ μm}$  la diferencia se reduce a un 35 %.



**Figura 5.9.** Velocidad de depósito en función del diámetro de partículas para diferentes condiciones de estabilidad de la atmósfera

Por otro lado, se analizó la sensibilidad de la velocidad de depósito con la intensidad del viento, considerando condiciones de estabilidad atmosférica neutral,  $z_0 = 1$  m,  $\rho = 1\text{g/cm}^3$ ,  $\chi = 6.53 \times 10^{-6}$  cm y valores de  $u = 1, 5$  y  $10$  m/s. En la Figura 5.10 se puede observar que a medida que aumenta la intensidad de viento aumenta la velocidad de depósito. Además, se observa un corrimiento de los valores mínimos de la  $v_d$  hacia diámetros menores cuando aumenta la intensidad del viento. El rango de diámetros en donde se encuentran los valores mínimos de la  $v_d$ , se encuentra alrededor de  $1 \mu\text{m}$ , en coincidencia con lo encontrado por Sehmel (1980). Para diámetros mayores al crítico (considerando diámetro crítico aquel en donde la  $v_d$  alcanza el valor mínimo), se produce un rápido crecimiento en la velocidad de depósito a medida que aumenta la intensidad del viento.



**Figura 5.10.** Velocidad de depósito en función del diámetro de partículas para diferentes intensidades del viento.

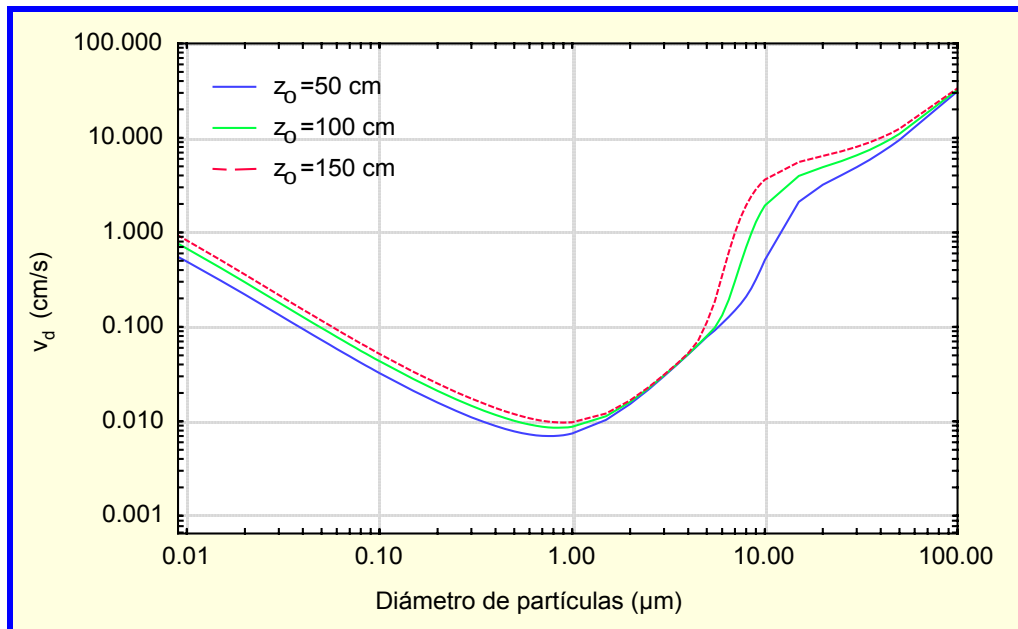
En consecuencia, podemos concluir que la velocidad de depósito es sensible a las variaciones de la intensidad del viento, especialmente en el rango de diámetros (entre 1 y 4  $\mu\text{m}$ ), donde la velocidad de depósito aumenta rápidamente. Este comportamiento es similar al encontrado por Zhang y otros (2001) aplicando un modelo similar pero sobre canopias vegetales.

En las Figuras 5.11 y 5.12 se presenta la velocidad de depósito en función del diámetro de las partículas, considerando una atmósfera neutra,  $\rho = 1\text{g/cm}^3$ ,  $\chi = 6.53 \times 10^{-6}\text{ cm}$  y longitudes de rugosidad entre 50 y 150 cm, para condiciones de viento débil (2m/s) y de viento fuerte (10 m/s), respectivamente.

En la Figura 5.11 puede observarse que en condiciones de viento débil la velocidad de depósito es sensible a la rugosidad de la superficie, particularmente para partículas de diámetros cercanos a 10  $\mu\text{m}$ . A medida que aumenta la longitud de rugosidad, la velocidad de depósito aumenta. Para diámetros pequeños (inferiores a 1  $\mu\text{m}$ ), se observa un pequeño aumento en la velocidad de

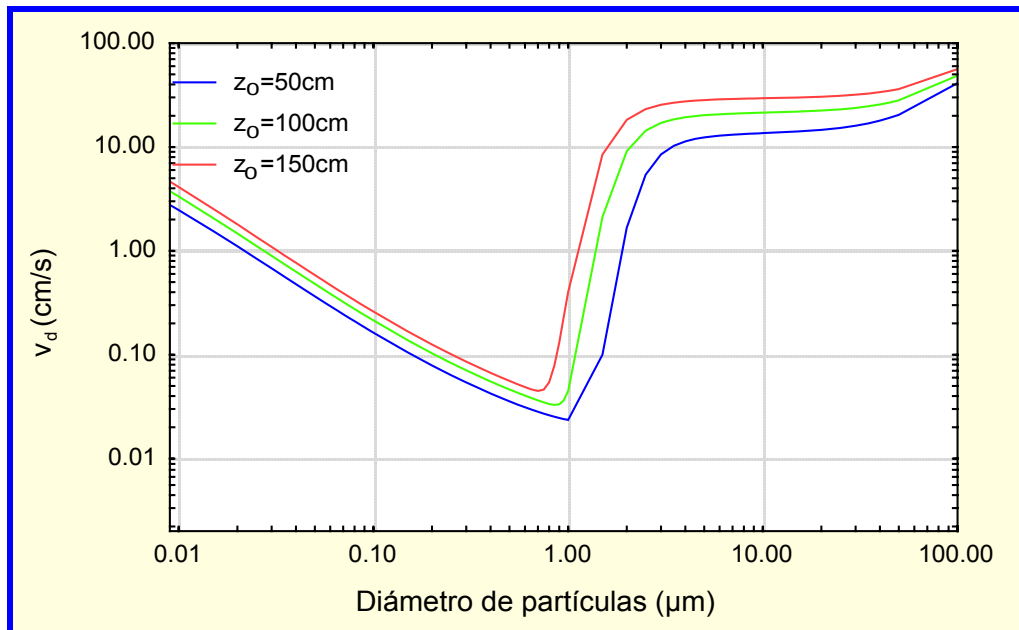


depósito. Sin embargo, a partir de los 5  $\mu\text{m}$ , los valores de la velocidad de depósito aumentan marcadamente con el aumento de la rugosidad de la superficie.



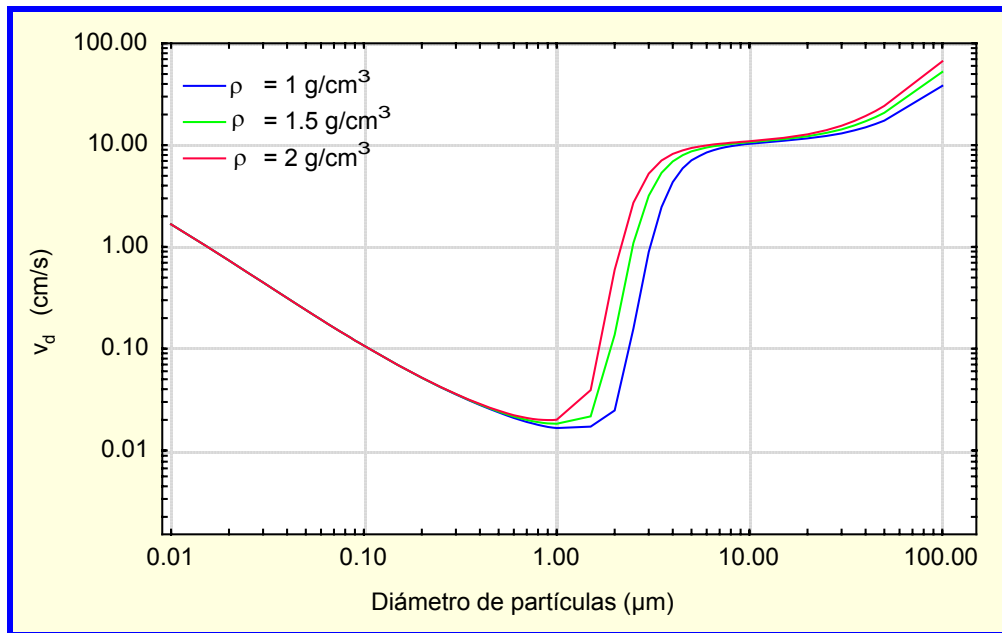
**Figura 5.11.** Velocidad de depósito en función del diámetro de partículas para diferentes longitudes de rugosidad de la superficie, en condiciones de viento débil ( $u = 2$  m/s).

Si se considera una intensidad de viento de 10 m/s (Figura 5.12), se observa un comportamiento similar al del caso anterior (Figura 5.11) para partículas menores a 1  $\mu\text{m}$ , pero la velocidad de depósito se hace muy sensible a las variaciones de  $z_0$ , en el caso de partículas cuyo diámetro sea mayor a 1  $\mu\text{m}$ .



**Figura 5.12.** Velocidad de depósito en función del diámetro de partículas para diferentes longitudes de rugosidad de la superficie, en condiciones de viento fuerte ( $u = 10\text{ m/s}$ ).

Finalmente, se estudió la variación de la  $v_d$  para diferentes densidades de las partículas. En la Figura 5.13 se presenta la  $v_d$  en función del diámetro de las partículas para  $\rho = 1, 1.5$  y  $2\text{ g/cm}^3$ , en condiciones de atmósfera neutral,  $u = 5\text{ m/s}$ ,  $z_0 = 1\text{ m}$  y  $\chi = 6.53 \times 10^{-6}\text{ cm}$ . Puede observarse que la  $v_d$  mínima se desplaza hacia diámetros menores cuanto mayor es la densidad de la partícula. Existe un rango de diámetros aproximadamente entre  $1$  y  $5\text{ }\mu\text{m}$  donde la  $v_d$  resulta muy sensible al valor de la densidad de la partícula, encontrándose diferencias en la  $v_d$  de hasta dos órdenes de magnitud (por ejemplo: si el diámetro de partículas es de  $2\text{ }\mu\text{m}$  y  $\rho = 1\text{ g/cm}^3$  la  $v_d = 0.02\text{ cm/s}$ , mientras que para  $\rho = 4\text{ g/cm}^3$  la  $v_d$  alcanza  $1\text{ cm/s}$ ).

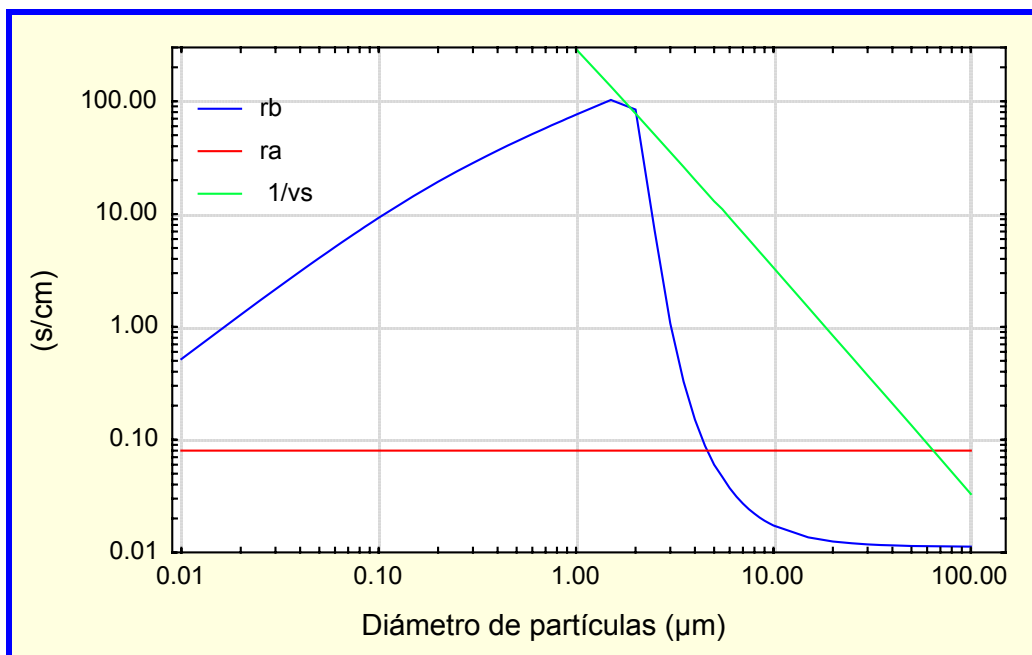


**Figura 5.13.** Velocidad de depósito en función del diámetro de partículas para diferentes densidad de partículas.

Por último, se estudia la importancia relativa de los parámetros incluidos en la expresión (5.4), para estimar  $v_d$ , considerando una intensidad del viento de 5 m/s, una atmósfera neutral,  $z_o = 1 \text{ m}$ ,  $\rho = 1 \text{ g/cm}^3$  y  $\chi = 6.53 \times 10^{-6} \text{ cm}$ . De acuerdo con lo mencionado en la Sección 5.3, tanto la resistencia de la capa cuasi-laminar ( $r_b$ ) como la velocidad de sedimentación ( $v_s$ ) dependen, entre otras cosas, del diámetro de las partículas, no así la resistencia aerodinámica ( $r_a$ ) que depende de las condiciones de estabilidad atmosférica, de la intensidad de viento y de las características de la superficie. En la Figura 5.14 se observa la variación de cada uno de los parámetros que determinan  $v_d$ . El término de la velocidad de sedimentación ( $v_s$ ) presenta mayor importancia relativa cuando  $(1/v_s)$  es menor que la sumatoria de las resistencias. Esto ocurre para diámetros de partículas mayores a 70  $\mu\text{m}$ . Cuando el diámetro de partículas es inferior a 70  $\mu\text{m}$ , domina el término de las resistencias. Para partículas con diámetros entre 5 y 70  $\mu\text{m}$  es el término de la resistencia aerodinámica ( $r_a$ ) quién pesará más para la

determinación de  $v_d$ . Por otra parte, para partículas con diámetros inferiores a los  $5\ \mu\text{m}$ , será la resistencia de la capa cuasi-laminar quien tenga el mayor peso relativo en el valor de  $v_d$ .

El comportamiento descrito anteriormente (Figura 5.14) es similar al encontrado por Nho-Kim y otros (2004) aplicando el método de las resistencias pero en un modelo de escala global.



**Figura 5.14.** Magnitud de la resistencia aerodinámica ( $r_a$ ), de la resistencia de la capa cuasi-laminar ( $r_b$ ) y de ( $1/v_s$ ) en función del diámetro de las partículas.

## **6. REMOCIÓN DE MATERIAL PARTICULADO DE LA ATMÓSFERA**

### **POR DEPÓSITO HÚMEDO**

#### **6.1 Generalidades**

El proceso de remoción de material particulado de la atmósfera por depósito húmedo se produce cuando las partículas son transportadas hacia la superficie por efecto de la precipitación. El flujo másico de depósito húmedo ( $F_w$ ) de partículas por acción de la lluvia está relacionado con la variación vertical de la concentración de partículas en el aire mediante la siguiente expresión:

$$F_w(x,0) = \int_0^h \lambda C(x,z) dz \quad (6.1)$$

donde  $\lambda$  es el “coeficiente de lavado” de partículas debido a la lluvia y tiene unidades de ( $t^{-1}$ ) y  $h$  es la extensión vertical de la pluma de contaminantes.

Existen varias dificultades para cuantificar la transferencia de partículas en gotas de lluvia, debido a la presencia simultánea de otros procesos, como ser: la remoción dentro de la nube, la advección, la mezcla vertical, el depósito seco y las reacciones químicas. El “coeficiente de lavado” ( $\lambda$ ), que es la variable utilizada en la parametrización de la tasa de transferencia de partículas a gotas de lluvia, fue determinado en forma teórica por Dana y Hales (1976), Slinn (1983), Beheng (1986), Herbert y Beheng (1986) y Mircea y Stefan (1998) y, mediante resultados experimentales por Kerker y Hampl (1974), Murakami y otros (1985), Byrne y

Jennings (1993), Sparmacher y otros (1993), Mircea y otros (2000), Laakso y otros (2003) y Chate y Pranesha (2004).

En la Tabla 6.I se presentan los valores del coeficiente de lavado obtenido para diferentes experiencias de campo. En ella puede observarse que los valores del coeficiente de lavado varían entre  $7.58 \times 10^{-4}$  y  $7 \times 10^{-6}$  1/s, la variación de los mismos puede deberse a que fueron obtenidos para diferentes tamaños de partículas y para distintas intensidades de precipitación.

**Tabla 6.I.** Valores del coeficiente de lavado [ $\lambda$ ] = (1/s) para diferentes experiencias de campo.

<b>Coeficiente de lavado <math>\lambda</math> (1/s)</b>	<b>Referencia</b>
$2 \times 10^{-5}$ - $1 \times 10^{-4}$	Davenport y Peters (1978)
$0.2 \times 10^{-5}$ - $4 \times 10^{-5}$	Schumann (1989)
$7 \times 10^{-6}$ - $4 \times 10^{-5}$	Laakso y otros (2003)
$1.08 \times 10^{-5}$ - $7.58 \times 10^{-4}$	Chate y Pranesha (2004)

Existe una variedad de parametrizaciones del coeficiente de lavado, algunas expresadas como una constante o como una función de la intensidad de la precipitación, que son incorporadas en modelos Lagrangianos y Eulerianos de diferentes escalas (local o regional) para describir la remoción húmeda de los contaminantes. Las relaciones entre los coeficientes de lavado y la intensidad de la precipitación se derivan a partir de consideraciones microfísicas de las interacciones entre los contaminantes y la precipitación. La parametrización microfísica clásica del coeficiente de lavado considera la colección inercial como el proceso más efectivo por el cual la precipitación remueve las partículas contaminantes de la atmósfera. Esta parametrización depende de la selección del tamaño de las partículas, de la distribución de tamaño de las gotas de lluvia, del

tipo de precipitación (Scott, 1982) y del tipo de contaminante (Frenton y otros, 1980, Levine y Schwartz, 1982).

En la última década varios autores han desarrollado diversas parametrizaciones del coeficiente de lavado. Mircea y Stefan (1998) desarrollaron un estudio teórico de la parametrización microfísica del coeficiente de lavado en función del tipo de precipitación (sólida o líquida) y de su intensidad. Los autores expresan al coeficiente de lavado en función de algunos parámetros de la precipitación posibles de medir, como ser su intensidad, el contenido de agua líquida o la reflectividad de radar. Para ello, clasificaron a la intensidad de precipitación como fuerte (entre 100 y 500 mm/h), moderada (entre 100 y 5 mm/h) y débil (entre 5 y 1 mm/h). Para la distribución de tamaño de gotas consideraron una función Gamma de cuatro parámetros y dos casos particulares de ésta (Marshall-Palmer y Khrigian-Mazin), generalmente utilizadas por ajustarse a las distribuciones espectrales del tamaño de la precipitación observada (Willis, 1984). En el cálculo del coeficiente de lavado asumieron que la eficiencia de colisión de partículas por las gotas de lluvia es constante y que depende del diámetro de las partículas y de las gotas de lluvia. Como consecuencia de esto, las partículas deberían tener un tamaño apreciable como para ser colectadas a través del mecanismo de colección inercial. La evidencia observacional concuerda con las relaciones encontradas por los autores para la precipitación moderada y débil. Pero la validación del modelo requiere de más observaciones tanto de precipitación como de material particulado.

Por otra parte, Mircea y otros (2000) estimaron los coeficientes de lavados polidispersivos para el proceso de lavado debajo de la nube, usando parametrizaciones de espectros de tamaño de aerosoles y de gotas de lluvia

obtenidos de mediciones considerando los tres mecanismos de remoción más importantes: la difusión Browniana, la interceptación y la impactación inercial. La expresión de la eficiencia de colección utilizada por Mircea y otros (2000) es la propuesta por Slinn (1983). La velocidad terminal de las gotas de lluvia ( $U_t$ ) fue calculada utilizando la expresión propuesta por Seinfeld y Pandis (1998) en función de la aceleración de la gravedad, del factor de corrección de Cunningham y del coeficiente de arrastre como función del número de Reynolds.

El coeficiente de lavado varía fuertemente con la distribución del tamaño de las partículas y por lo tanto, sus valores son muy diferentes dependiendo del tipo de material particulado presente. Por ejemplo, los mayores valores se presentan en los aerosoles urbanos, mientras que el coeficiente de lavado para los aerosoles marinos y continentales no difieren tanto debido a que la distribución de tamaño de aerosoles son muy parecidas.

El coeficiente de lavado polidispersivo de aerosoles urbanos es un orden de magnitud mayor que el de aerosoles rurales, y dos órdenes de magnitud mayor que los de aerosoles continentales y marinos. Hay también una diferencia de casi un orden de magnitud entre los aerosoles rurales, los continentales y los marinos.

Laakso y otros (2003) a partir de 6 años de mediciones en el Sudoeste de Finlandia estimaron el coeficiente de lavado para partículas con diámetro entre 10 y 510 nm. La mediana del  $\lambda$  encontrada para el rango de partículas consideradas, varió entre  $7 \times 10^{-6}$  y  $4 \times 10^{-5}$  1/s. El coeficiente de lavado fue parametrizado en función del tamaño de las partículas (10 – 510 nm) y de la intensidad de precipitación (0 – 20 mm/h), utilizando una función cuyas constantes se obtuvieron del ajuste con los datos observados. La parametrización es válida para partículas con diámetro comprendido entre 10 y 500 nm y para intensidades de



precipitación entre 0 – 20 mm/h. El error en la parametrización comparado con las observaciones es de  $\pm 6 \%$ . Cuando el diámetro de partículas es inferior a los 10 nm, la parametrización propuesta por Laakso y otros (2003) sobreestima los valores del coeficiente de lavado.

Chate y Pranesha (2004) evaluaron el efecto de la precipitación sobre la concentración en número de los aerosoles atmosféricos y compararon estas mediciones con el cálculo teórico del coeficiente de lavado. Los valores  $\lambda$  obtenidos en forma experimental variaron entre  $1.08 \times 10^{-5}$  y  $7.58 \times 10^{-4}$  1/s. En el cálculo de la eficiencia de colisión los autores, tuvieron en cuenta las contribuciones debidas a la difusión Browniana, la impactación inercial, la interceptación y también el efecto de las fuerzas electrostáticas entre las gotas de lluvia y las partículas. Sin embargo, la eficiencia de colisión durante la tormenta no pudo explicar la disminución de la concentración en número de aerosoles, observada durante los experimentos. Por lo tanto, los autores sugieren que esto último podría deberse a que no se tuvieron en cuenta los procesos de coagulación y crecimiento de partículas higroscópicas por condensación que pueden ser importantes durante una tormenta. Por otra parte, los valores del coeficiente de lavado resultaron similares a los obtenidos por otros autores (Davenport y Peters, 1978). Además, encontraron que la eficiencia de colisión se incrementa en un 100% para el rango de partículas de 0.002-0.02  $\mu\text{m}$ , cuando el diámetro de la gota de lluvia decrece de 800 a 400  $\mu\text{m}$  durante un evento con precipitación.

Loosmore y Cederwall (2004) estudiaron la sensibilidad de la estimación teórica del depósito húmedo a la variación del tamaño de las partículas y compararon la importancia relativa de los procesos de remoción húmeda y seca.

Los autores encontraron que el depósito seco y el depósito húmedo no son completamente independientes, ya que el depósito seco continua siendo importante aun en presencia de precipitación.

## **6.2 Parametrización del depósito húmedo**

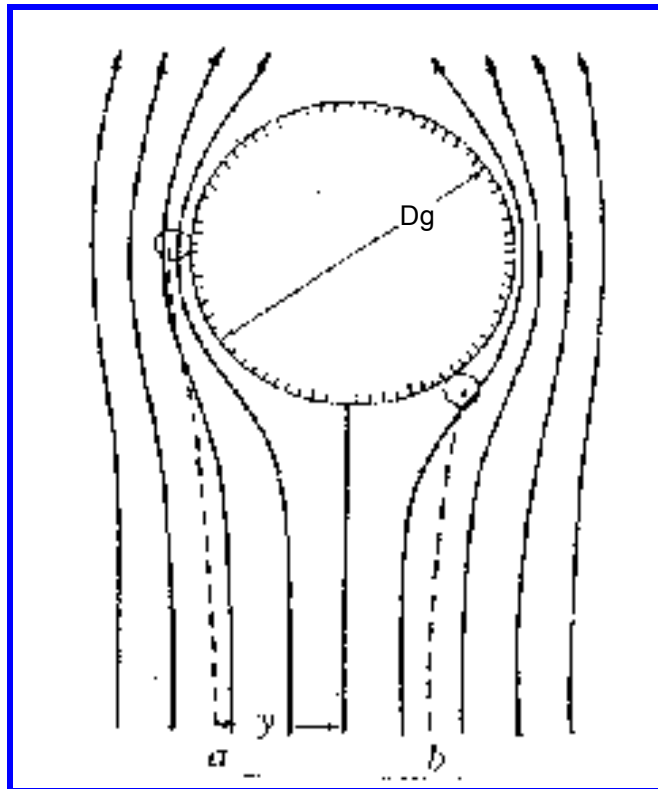
De acuerdo con la expresión (6.1):

$$F_w(x, 0) = \int_0^h \lambda C(x, z) dz$$

A medida que una gota de lluvia cae, colisiona con partículas que se encuentran en suspensión en la atmósfera y las colecta. Una gota de lluvia “barre” por unidad de tiempo el volumen de un cilindro igual a  $\frac{\pi D_g^2 U_t}{4}$ , donde  $U_t$  es la velocidad terminal de caída de la gota de lluvia y  $D_g$  es el diámetro de la gota de lluvia. En primera aproximación, se puede suponer que la gota de lluvia colisiona todas las partículas que se encuentran en este volumen. En realidad, si las partículas tienen un diámetro  $d_p$ , la colisión ocurrirá si el centro de la partícula está dentro del cilindro con diámetro  $(D_g + d_p)$ . Asimismo, las partículas dentro del cilindro no están estáticas, sino que sedimentan con una velocidad  $v_s$ . Por lo tanto, el volumen de colisión por unidad de tiempo estará dado por:

$$\text{Volumen de colisión} = \frac{\pi (D_g + d_p)^2 [U_t - v_s]}{4} \quad (6.2)$$

La mayor complicación asociada a esta simplificación consiste en que la gota de lluvia al caer perturba al aire a su alrededor, creando un campo de flujo. Las líneas de corriente divergen alrededor de la gota de lluvia (Figura 6.1).



**Figura 6.1.** Esquema del flujo alrededor de la gota de lluvia. Las líneas de puntos corresponden a las trayectorias de las gotitas pequeñas.

A medida que la gota de lluvia se aproxima a la partícula, ésta ejerce sobre ella una fuerza que modifica su trayectoria. Que ocurra o no la colisión, dependerá del tamaño de la gota de lluvia y de la partícula y de sus ubicaciones relativas. La predicción de la trayectoria real de la partícula es un problema complicado en la mecánica de los fluidos.

La solución puede expresarse a través de la eficiencia de colisión  $E(D_g, d_p)$ , que se define de la misma forma que la eficiencia de colisión entre gotas de lluvia (Slinn, 1983). De esta forma,  $E(D_g, d_p)$  es la fracción de partículas de diámetro  $d_p$

que son colectadas, entre aquellas contenidas dentro del volumen de colisión de la gota de lluvia con diámetro  $D_g$ . Si la distribución de tamaño de las partículas está dada por  $n(d_p)$ , el número de colisiones entre las partículas de diámetro en el rango  $[d_p, d_p + d(d_p)]$  y una de gota de lluvia de diámetro  $D_g$  es:

$$\frac{\pi}{4} (D_g + d_p)^2 [U_t(D_g) - v_s(d_p)] E(D_g, d_p) n(d_p) d(d_p) \quad (6.3)$$

La tasa de acumulación de masa de partículas por cada gota de lluvia que cae se calcula reemplazando la distribución en número  $n(d_p)$ , en (6.3), por la distribución en masa  $n_M(d_p)$  (Seinfeld y Pandis, 1998):

$$\frac{\pi}{4} (D_g + d_p)^2 [U_t - v_s] E(D_g, d_p) n_M(d_p) d(d_p) \quad (6.4)$$

La tasa de acumulación total de todas las partículas de diámetro  $d_p$  colectadas se obtiene integrando (6.4) sobre la distribución de gotas de lluvia:

$$W_{bc}(d_p) = n_M(d_p) d(d_p) \int_0^\infty \frac{\pi}{4} (D_g + d_p)^2 [U_t(D_g) - v_s(d_p)] E(D_g, d_p) N(D_g) dD_g \quad (6.5)$$

donde  $N(D_g)$  es la distribución en número de las gotas de lluvia. Asumiendo que  $U_t(D_g) \gg v_s(d_p)$  y que  $(D_g + d_p)^2 \approx D_g^2$  la expresión (6.5) se transformará en:

$$W_{bc}(d_p) = n_M(d_p) d(d_p) \int_0^\infty \frac{\pi}{4} (D_g)^2 [U_t(D_g)] E(D_g, d_p) N(D_g) dD_g \quad (6.6)$$

Entonces, la tasa de lavado de partículas con diámetro  $d_p$ , por la precipitación puede escribirse de la siguiente forma:

$$\frac{dn_M(d_p)}{dt} = -\lambda(d_p)n_M(d_p) \quad (6.7)$$

donde el coeficiente de lavado  $\lambda(d_p)$  está dado por:

$$\lambda(d_p) = \int_0^{\infty} \frac{\pi}{4} D_g^2 U_t(D_g) E(D_g, d_p) N(D_g) dD_g \quad (6.8)$$

La tasa total de lavado de la masa de partículas está dada por la integral de la expresión (6.8) sobre la distribución de tamaño de partículas:

$$\frac{dM_{aer}}{dt} = \frac{d}{dt} \int_0^{\infty} n_M(d_p) d(d_p) = - \int_0^{\infty} \lambda(d_p) n_M(d_p) d(d_p) \quad (6.9)$$

Finalmente, la intensidad de precipitación  $p_0$  (mm/ h) está relacionada con la distribución de tamaño de gotas de lluvia:

$$p_0 = \int_0^{\infty} \frac{\pi}{6} D_g^3 U_t(D_g) N(D_g) dD_g \quad (6.10)$$

Desafortunadamente, si bien se dispone de mediciones de intensidad de la precipitación, el conocimiento confiable de la distribución del tamaño de las gotas

de lluvia es un problema, debido a su variabilidad no sólo de un evento de precipitación a otro, sino también durante una misma tormenta.

### **6.2.1 Eficiencia de colisión de las gotas de lluvia - partícula**

La eficiencia de colisión  $E(D_g, d_p)$  se define como el cociente entre el número de colisiones que ocurren entre las gotas de lluvia y las partículas y el número de partículas en un cilindro cuya base es igual al área efectiva de la gota de lluvia. Si la eficiencia de colisión es igual a uno implica que todas las partículas dentro de ese volumen son colectadas por la gota de lluvia.

La solución teórica de la ecuación de Navier-Stokes para predecir la eficiencia de colisión  $E(D_g, d_p)$ , en el caso general de la interacción gota de lluvia – partícula, es de difícil obtención. Las dificultades surgen porque el tamaño de las partículas en la atmósfera varía en varios órdenes de magnitud y además cuando las gotas de lluvia son grandes las características del flujo son complicadas (aparecen oscilaciones, áreas de estela, torbellinos, etc.). Pruppacher y Klett (1980) presentan una revisión crítica de los intentos teóricos para obtener la solución del problema. Una discusión detallada de estos esfuerzos está fuera del alcance de este trabajo, sin embargo se discutirán en forma cualitativa varios de los procesos involucrados.

Las partículas pueden ser colectadas por las gotas de lluvia que caen como resultado de su movimiento Browniano. Este movimiento aleatorio de las partículas pondrá en contacto a alguna de ellas con la gota de lluvia, produciendo un incremento de la eficiencia de colisión. Debido a que la difusión browniana disminuye rápidamente cuando aumenta el tamaño de las partículas, es esperable que este mecanismo sea más importante cuando las partículas son pequeñas,

$d_p < 0.1 \mu\text{m}$ . El impacto inercial ocurre cuando la partícula se ve imposibilitada a seguir la curvatura de las líneas de corriente alrededor de la gota de lluvia y, debido a su inercia, se mueve hacia la gota y es eventualmente capturada por ésta. El impacto inercial aumenta cuando el tamaño de las partículas aumenta y acelera el “lavado” de partículas cuyo diámetro sea mayor que  $1\mu\text{m}$ . Por lo tanto, para partículas pequeñas ( $d_p < 0.1\mu\text{m}$ ) y grandes ( $d_p > 1\mu\text{m}$ ) “el lavado” de partículas será eficiente, mientras que para diámetros de partículas comprendidos entre  $0.1$  y  $1 \mu\text{m}$  el “lavado” será relativamente lento. A este mínimo se lo denomina frecuentemente “Greenfield gap”, ya que S. Greenfield fue quién lo descubrió por primera vez (Seinfeld y Pandis, 1998). Finalmente, la intercepción se produce cuando una partícula, siguiendo las líneas de corriente de un flujo alrededor de un obstáculo, toma contacto con la gota, debido al tamaño de ésta. La intercepción ocurrirá si la línea de corriente en la que se encuentra el centro de la partícula está a una distancia de  $d_p/2$  o menos de la superficie de la gota. La intercepción y la impactación inercial están muy relacionadas, pero la intercepción ocurre como resultado del tamaño de la partícula sin importar su masa, mientras que el impacto inercial es debido a su masa sin importar el tamaño de ésta. Una alternativa a la solución exacta de la ecuación de Navier-Stokes está basada en el uso del análisis dimensional junto con datos experimentales. Para aplicar el análisis dimensional a la eficiencia de colisión  $E(D_g, d_p)$ , primero se deben identificar los parámetros que influyen en ella. Existen ocho variables: el diámetro de la partícula ( $d_p$ ), el diámetro de la gota de lluvia ( $D_g$ ), la velocidad de la partícula ( $v_s$ ) y la de la gota de lluvia ( $U_t$ ), la viscosidad del agua ( $\mu_w$ ) y la del aire ( $\mu$ ), la difusividad de las partículas ( $D$ ) y la densidad del aire ( $\rho_a$ ). Asumiremos que la densidad de la partícula es de  $1 \text{ g/cm}^3$  (Seinfeld y Pandis, 1998), por lo tanto, a

esta densidad no se la incluye en la lista de variables. La viscosidad del agua aparece debido a que pueden existir circulaciones internas en la gota de lluvia, que pueden afectar el campo de flujo alrededor de ésta y por lo tanto, alterar la eficiencia de colisión. Aplicando el Teorema  $\pi$  de Buckingham, se encuentran cinco grupo adimensionales:

$$R_e = \frac{D_g U_t \rho_a}{2\mu} \quad (\text{número de Reynolds de la gota de lluvia})$$

$$S_c = \frac{\mu}{\rho_a D} \quad (\text{número de Schmidt de la partícula colectada})$$

$$S_t = \frac{2\tau(U_t - v_s)}{D_g} \quad (\text{número de Stockes de la partícula colectada, donde } \tau \text{ es el tiempo de relajación característico})$$

$$W = \frac{\mu_w}{\mu} \quad (\text{relación entre la viscosidad del agua } (\mu_w) \text{ y la del aire } (\mu))$$

$$\phi = \frac{d_p}{D_g} \quad (\text{relación entre el diámetro de la partícula } (d_p) \text{ y el de la gota lluvia } (D_g))$$

Basado en estos grupos adimensionales, Slinn (1983) propuso la siguiente expresión para la eficiencia de colección  $E(D_g, d_p)$ , a partir de datos experimentales:

$$E(D_g, d_p) = \frac{4}{R_e S_c} \left\{ 1 + 0.4 R_e^{1/2} S_c^{1/3} + 0.16 R_e^{1/2} S_c^{1/2} \right\} + 4\phi \left\{ W^{-1} + \left( 1 + 2 R_e^{1/2} \right) \phi \right\} + \left\{ \frac{S_t - S_t^*}{S_t - S_t^* + 2/3} \right\}^{3/2} \left( \frac{\rho_w}{\rho_p} \right)^{1/2} \quad (6.11)$$

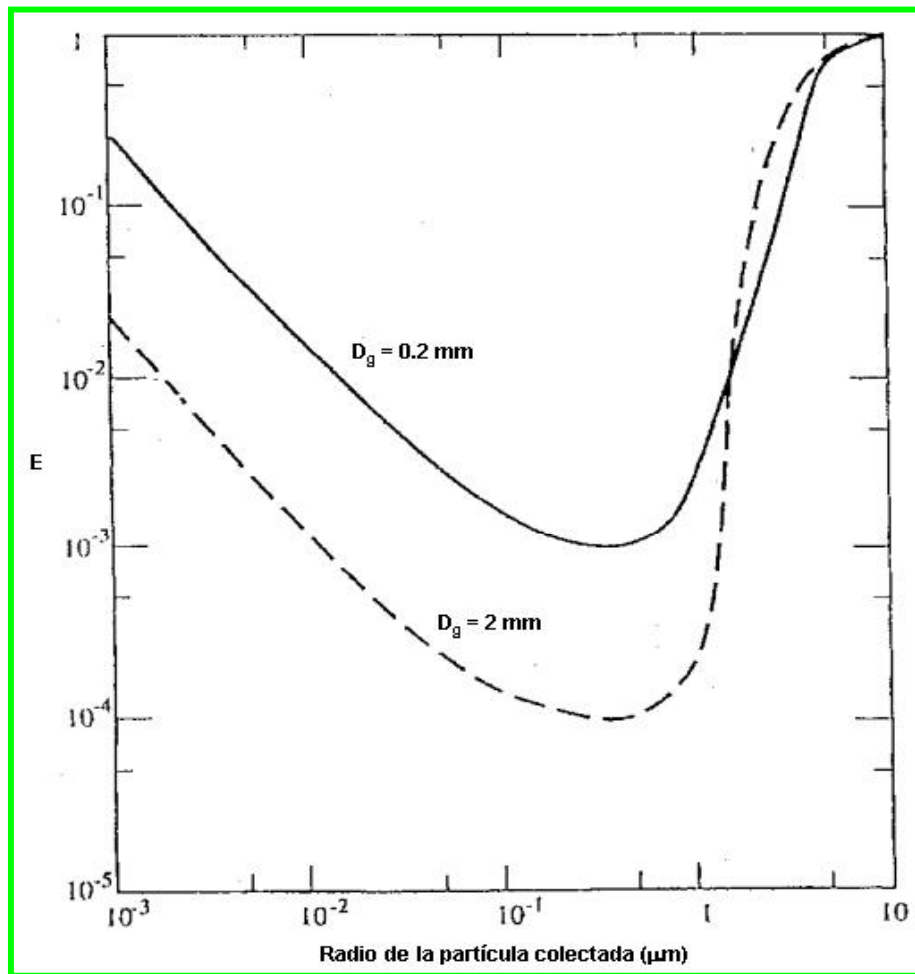


donde:  $S_t^* = \left( \frac{1.2 + (1/12)\ln(1+R_e)}{1 + \ln(1+R_e)} \right)$  es el número crítico de Stokes para el impacto inercial (Slinn, 1983).

El primer término de la expresión (6.11) corresponde a la contribución del movimiento Browniano de las partículas, el segundo a la intercepción y el tercero representa la impactación.

Además, la impactación puede ocurrir sólo en el caso de partículas cuyo número de Stokes supere el valor crítico de 1.2. En consecuencia, este término no es incluido en el cálculo de la eficiencia de colisión cuando el diámetro de partículas es inferior a 3  $\mu\text{m}$ . La intercepción es el menos importante de los tres términos.

En la Figura 6.2 se presenta la eficiencia de colección calculada a partir de la expresión (6.11) en función del radio de la partícula colectada, para un radio de gotas de lluvia de 0.1 y 1 mm. El movimiento Browniano domina en el caso en que la partícula tenga un diámetro < 0.1  $\mu\text{m}$ , mientras que la intercepción y la impactación controlan la remoción de las partículas para diámetros de gotas de lluvia grandes.



**Figura 6.2.** Eficiencia de colisión para dos diámetros de gotas colectoras en función del radio de las partículas colectadas.

El mínimo de la eficiencia de colección ocurre en el intervalo de tamaño de partículas comprendido entre  $0.1 \mu\text{m} < d_p < 1 \mu\text{m}$  cuando las partículas son grandes como para estar afectadas por el movimiento Browniano y pequeñas como para ser colectadas eficazmente por la interceptación y la impactación. Asimismo, cuando las partículas son muy grandes ( $d_p > 20 \mu\text{m}$ ) la eficiencia de colección se acerca a la unidad.

### 6.2.2 El coeficiente de “lavado”

El coeficiente de lavado  $\lambda(d_p)$ , dado por (6.8), describe la intensidad de remoción de partículas de diámetro ( $d_p$ ) para una lluvia con una distribución de gotas  $N(D_g)$ . La forma de la integral del coeficiente de lavado (dada por la ecuación (6.8)), puede simplificarse si se considera que las gotas de lluvia tienen un diámetro “representativo” ( $D_{gr}$ ) y una concentración numérica  $N_D$  (número de gotas de lluvia por  $\text{cm}^3$  de aire con diámetros  $D_g$ ). La expresión (6.8) se reduce a:

$$\lambda(d_p) = \frac{\pi}{4} D_{gr}^2 U_t(D_{gr}) E(D_{gr}, d_p) N_D \quad (6.12)$$

En esta expresión, el único factor que depende del diámetro de la partícula ( $d_p$ ), es la eficiencia de colisión. La concentración numérica de gotas de lluvia puede ser estimada utilizando la expresión (6.10) como una función de la intensidad de la lluvia, de la siguiente manera:

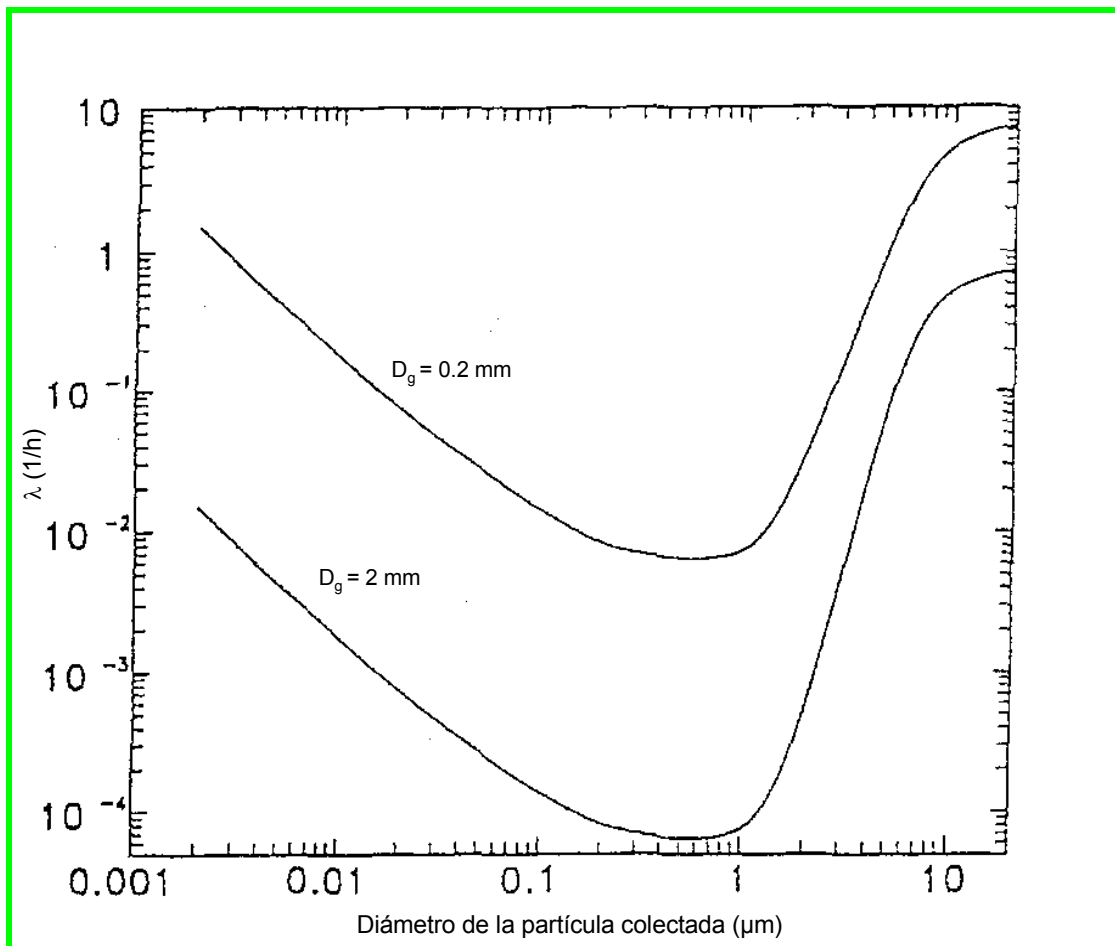
$$p_0 = \frac{\pi}{6} D_{gr}^3 U_t(D_{gr}) N_D \quad (6.13)$$

Despejando la concentración numérica  $N_D$  de la expresión (6.13) y reemplazándola en la expresión (6.12), resulta:

$$\lambda(d_p) = \frac{3}{2} \frac{E(D_{gr}, d_p) p_0}{D_{gr}} \quad (6.14)$$

Por lo tanto, considerando la expresión obtenida para la eficiencia de colisión,  $E(D_{gr}, d_p)$  (ecuación (6.11)), se puede estimar el coeficiente de lavado  $\lambda$ .

En la Figura 6.3, se presenta la variación del coeficiente de lavado  $\lambda(d_p)$  en función del diámetro de partícula ( $d_p$ ) para una intensidad de lluvia ( $p_0$ ) de 1 mm/h y para diámetros de gotas de lluvia ( $D_g$ ) de 0.2 y 2 mm. Puede observarse que el coeficiente de lavado varía notablemente con el tamaño de partículas y de gotas de lluvia.



**Figura 6.3.** Coeficiente de lavado para partículas monodispersivas en función del diámetro de las partículas para dos diámetros de gotas colectoras ( $D_g = 0.2$  y  $2$  mm) suponiendo una intensidad de precipitación de 1 mm/h.

Por otra parte, de acuerdo con Loosmore y Cederwall (2004), el diámetro “ideal” de gotas de lluvia ( $D_{gr}$ ) (en la expresión (6.14)) debería representar la eficiencia de colección para todo el rango de gotas de lluvia presentes en una tormenta, compensando la mayor eficiencia de las gotas de lluvia más pequeñas con la menor eficiencia de las gotas más grandes. Por lo tanto, el coeficiente de “lavado” estimado con  $D_{gr}$  (ecuación (6.14)) debería ser representativo del que se obtendría integrando la ecuación (6.8) sobre el tamaño de las gotas. Los autores consideran el diámetro correspondiente al volumen medio obtenido para una distribución Gamma de tamaños de gotas de lluvia (Willis, 1984), obteniendo que  $D_{gr}$  (cm) está dado por:

$$D_{gr} = 0.097 p_o^{0.158} \quad (6.15)$$

A partir de (6.15) se obtiene que  $D_{gr}$  varía entre 0.1 a 0.2 cm. Reemplazando la expresión de  $D_{gr}$  en la ecuación (6.14) se obtiene que:

$$\lambda(d_p) = 1.546 E(D_{gr}, d_p) p_o^{0.842} \quad (6.16)$$

Esta expresión es la que se utilizará para el cálculo del proceso de remoción húmeda del material particulado.

La tasa total de lavado de la masa de partículas está dada por la expresión (6.9), reemplazando la distribución en masa por la expresión (2.6) (ver Sección 2), se obtiene (a menos del factor de cambios de unidades,  $10^{-6}$ ):

$$\frac{dM_{aer}}{dt} = - \int_0^{\infty} \frac{\pi}{6} d_p^3 \lambda(d_p) \rho n_N(d_p) d(d_p) \quad (6.17)$$

El cálculo puede simplificarse si se define un coeficiente medio de lavado “en masa” ( $\lambda_m$ ) de manera que se verifique:

$$\frac{\pi}{6} \rho \int_0^{\infty} d_p^3 n_N(d_p) \lambda(d_p) d(d_p) = \lambda_m \frac{\pi}{6} \rho \int_0^{\infty} d_p^3 n_N(d_p) d(d_p) \quad (6.18)$$

por lo tanto:

$$\lambda_m = \frac{\int_0^{\infty} \lambda(d_p) d_p^3 n_N(d_p) d(d_p)}{\int_0^{\infty} n(d_p) d_p^3 d(d_p)} \quad (6.19)$$

En la expresión anterior, el denominador es igual a  $6V_{aer}/\pi$ , donde  $V_{aer}$  es la concentración volumétrica de partículas y si se supone que la densidad de las partículas es  $\rho$ , entonces será igual a  $\frac{6M_{aer}}{\pi\rho}$ .

Por lo tanto, resulta:

$$\frac{dM_{aer}}{dt} = -\lambda_m M_{aer} \quad (6.20)$$

Para ilustrar algunos cálculos de la tasa de lavado de las partículas, supondremos que las gotas de lluvia que caen son monodispersivas con diámetro

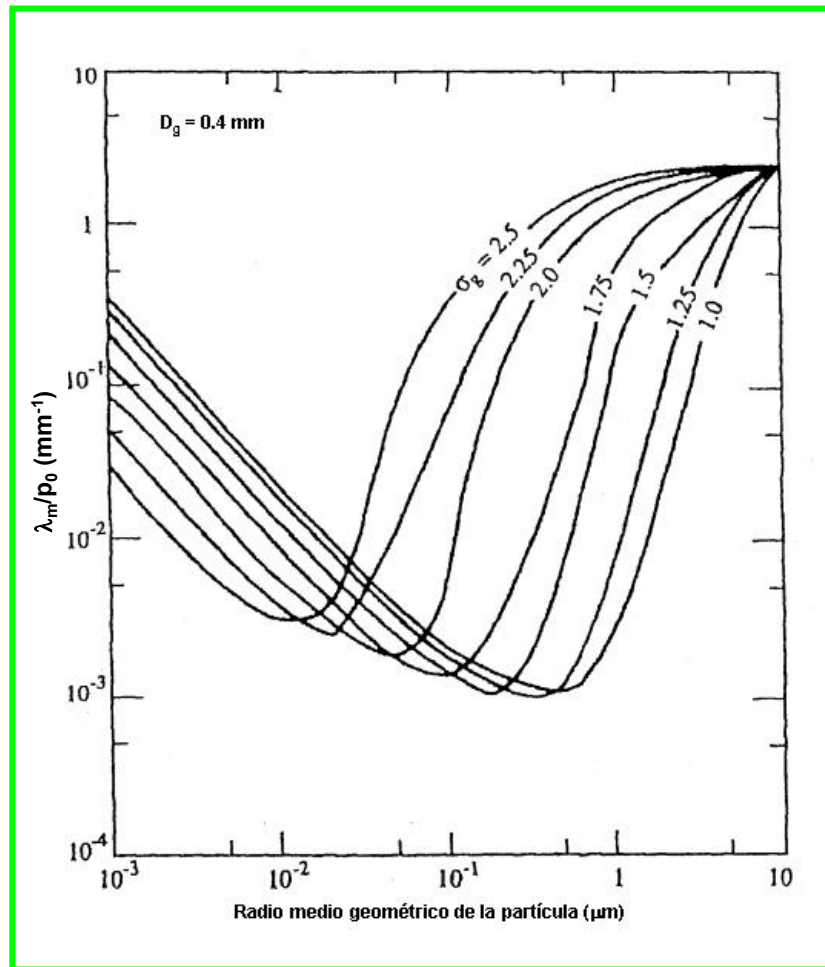
( $D_g$ ) y que el tamaño de las partículas colectadas tiene una distribución log-normal dada por:

$$n(d_p) = \frac{N}{(2\pi)^{1/2} d_p \log \sigma_g} \exp\left(-\frac{(\log d_p - \log \overline{d_{pg}})^2}{2 \log^2 \sigma_g}\right) \quad (6.21)$$

El coeficiente de lavado  $\lambda(d_p)$  está dado por la expresión (6.8) y podemos obtener la eficiencia media de lavado a partir de la expresión (6.19) y considerando la expresión (6.10):

$$\lambda_m = \frac{3 p_0 \int_0^{\infty} E(D_g, d_p) d_p^3 n(d_p) d(d_p)}{2 D_g \int_0^{\infty} n(d_p) d_p^3 d(d_p)} \quad (6.22)$$

En la Figura 6.4 se presenta la variación del coeficiente medio de lavado, normalizado por la intensidad de lluvia ( $\lambda_m/p_0$ ), en función de la media geométrica del radio de la partícula ( $\overline{d_{pg}} / 2$ ), considerando un diámetro de gotas de lluvia ( $D_g$ ) de 0.4 mm y diferentes valores de desviación estándar geométrica ( $\sigma_g$ ) de la distribución de tamaño de partículas.



**Figura 6.4.** Coeficiente de lavado normalizado por la intensidad de la precipitación, en función del radio medio geométrico de partículas, para diferentes desviaciones estándar geométrica ( $\sigma_g$ ) de la distribución del tamaño de partículas y un diámetro de gota de lluvia de 0.4 mm.

Puede observarse, que el coeficiente de lavado normalizado varía en más de tres órdenes de magnitud dependiendo de la distribución de tamaño de partículas. Si por ejemplo, la intensidad de lluvia ( $p_0$ ) es 10 mm/h, el coeficiente ( $\lambda_m$ ) varía entre 0.01 y 20 (1/h). Además, otra característica a destacar es la complicada dependencia de  $\lambda_m$  con la desviación estándar de la distribución. Este comportamiento es el resultado de la forma funcional de la eficiencia de colisión  $E(D_g, d_p)$  y de  $d_p^3 n(d_p)$ . Como se observó en la Figura 6.2, la eficiencia de colisión



presenta un mínimo entre 0.1 y 1  $\mu\text{m}$ . Si una fracción significativa de partículas se halla en este rango de tamaños, el coeficiente de lavado será pequeño. Sin embargo, si la distribución de tamaños de las partículas es tal que gran parte de ellas son superiores o inferiores a ese rango entonces el lavado será más rápido.

De acuerdo con lo presentado, existen diferencias significativas entre el coeficiente de lavado "en número" de partículas ( $\lambda$ ) y el coeficiente de lavado "en masa" ( $\lambda_m$ ). El coeficiente de lavado  $\lambda(d_p)$  dado por la expresión (6.8) se aplica a ambas, masa y número de partículas de diámetro  $d_p$ . Sin embargo, el  $\lambda_m(d_p)$  se refiere exclusivamente a la masa.

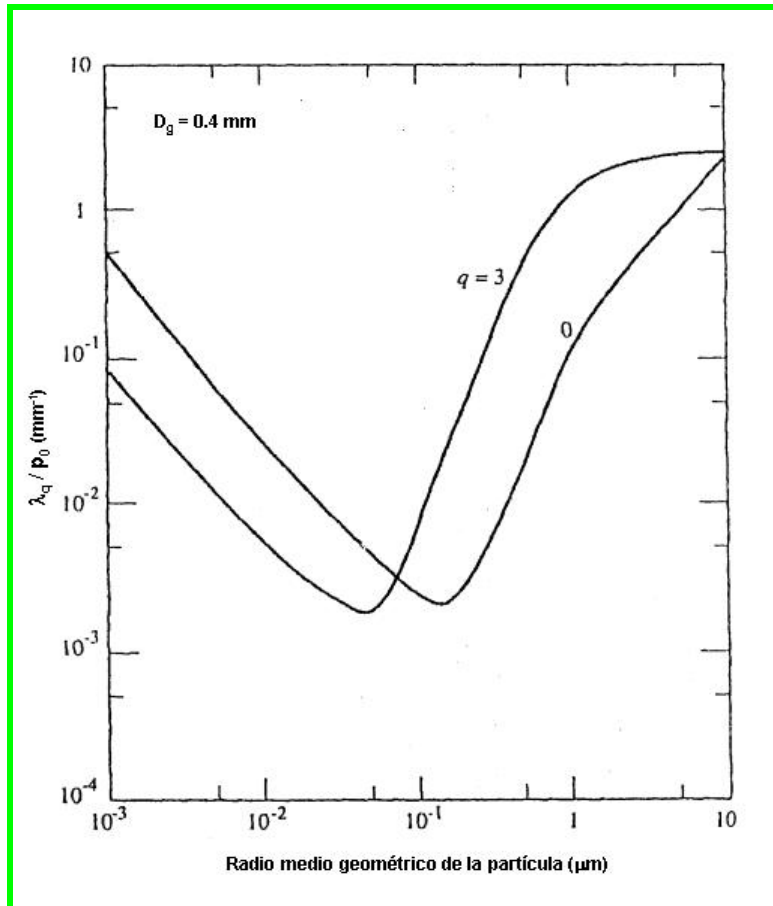
El coeficiente "medio" de lavado en número  $\lambda_n(d_p)$  se define por:

$$\frac{dN_{\text{aer}}}{dt} = -\lambda_n N_{\text{aer}} \quad (6.23)$$

y está dado por:

$$\lambda_n = \frac{3 p_0 \int_0^{\infty} E(D_g, d_p) n(d_p) d(d_p)}{2 D_g \int_0^{\infty} n(d_p) d(d_p)} \quad (6.24)$$

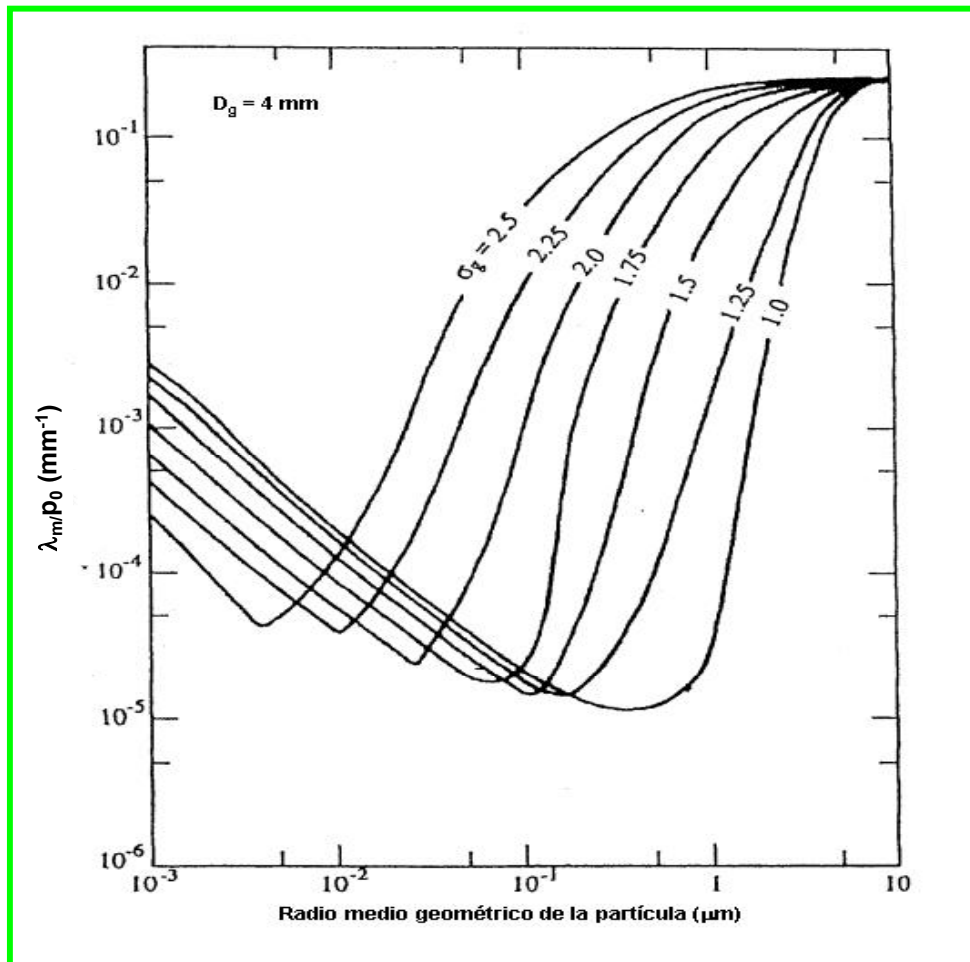
Los coeficientes medios de lavado en masa y en número normalizados por la intensidad de la precipitación ( $p_0$ ) se presentan en la Figura 6.5 en función del radio medio geométrico de partículas para una desviación estándar geométrica de 2  $\mu\text{m}$  y un diámetro de gota de lluvia de 0.4 mm.



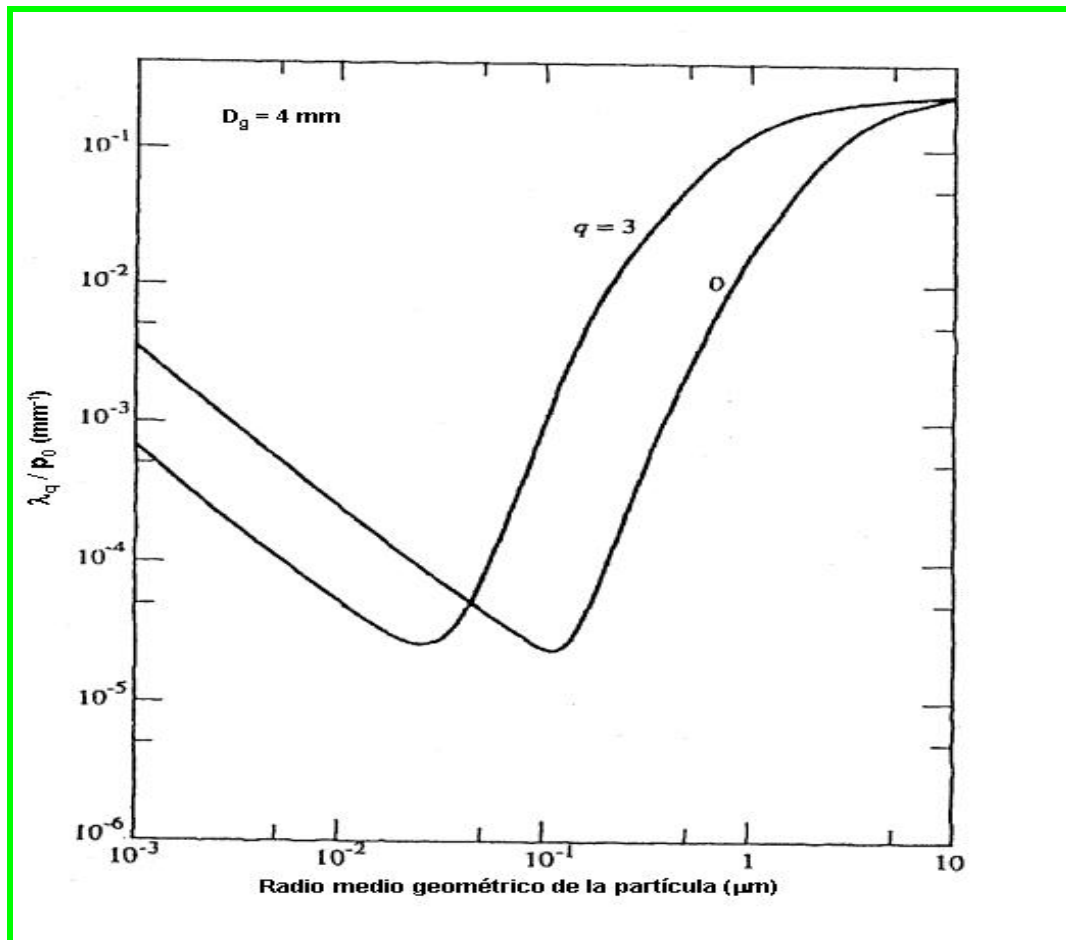
**Figura 6.5.** Coeficiente de lavado en número ( $q=0$ ) y en masa ( $q=3$ ) normalizado por la intensidad de la precipitación, en función del radio medio geométrico de la partícula, para un diámetro de gota de lluvia de 0.4 mm.

Puede observarse que, para  $\bar{d}_{pg} > 0.1 \text{ } \mu\text{m}$ , el coeficiente de lavado "másico" supera al coeficiente de lavado "en número" por un factor 10, indicando que la lluvia puede generalmente, remover la mayor parte de la "masa de las partículas" en suspensión en la atmósfera, pero sólo una pequeña fracción del "número de partículas presentes". Para  $\bar{d}_{pg} < 0.1 \text{ } \mu\text{m}$  la mayor parte de la masa de partículas es poco removida, sin embargo, la eficiencia del coeficiente de lavado "en número" es superior.

Las Figuras 6.6 y 6.7 son similares a las Figuras 6.4 y 6.5, con la excepción que éstas están representadas para un diámetro de gota de lluvia de 4 mm. Las formas son semejantes a las Figuras 6.4 y 6.5. La principal diferencia es que la intensidad de limpieza es menor para gotas de lluvia más grandes debido que es menor la eficiencia de colección para grandes gotas de lluvia.



**Figura 6.6.** Coeficiente de lavado normalizado por la intensidad de la precipitación, en función del radio medio geométrico de partículas, para diferentes desviaciones estándar geométrica ( $\sigma_g$ ) de la distribución del tamaño de partículas y gotas de lluvia de 4 mm de diámetro.

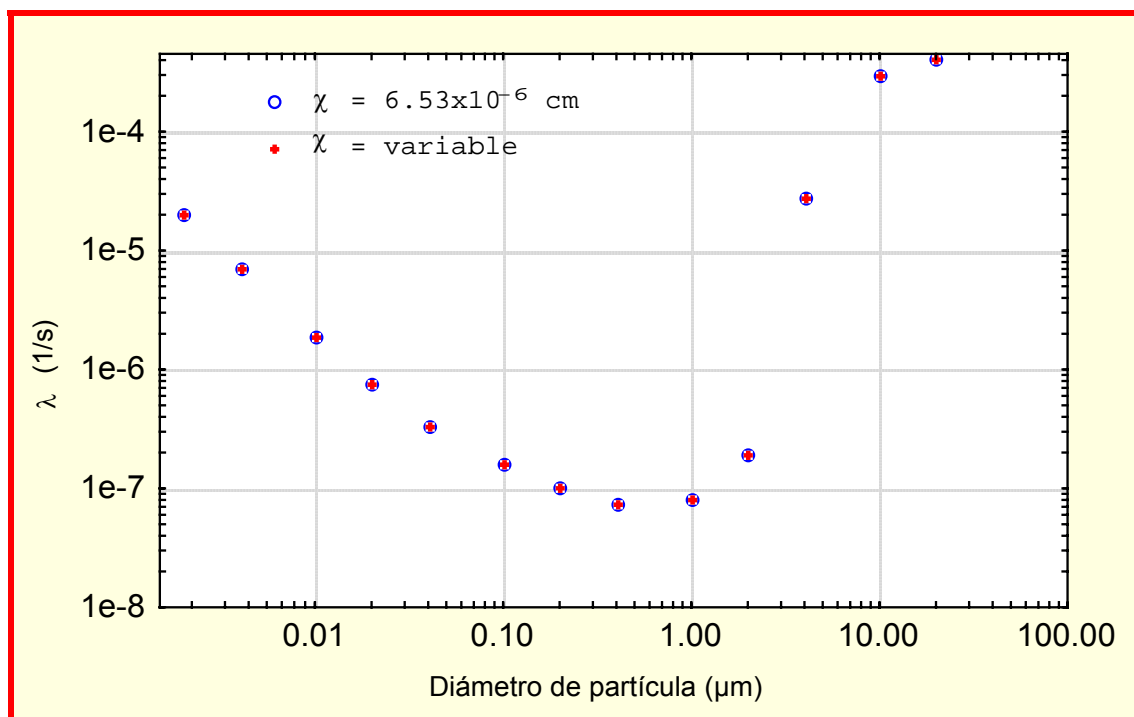


**Figura 6.7.** Coeficiente de lavado en número ( $q=0$ ) y en masa ( $q=3$ ) normalizado por la intensidad de precipitación en función del radio medio geométrico de la partícula, para un diámetro de gota de lluvia de 4 mm.

### **6.3 Estudio de sensibilidad del cálculo del coeficiente de lavado**

De acuerdo con lo presentado anteriormente, el coeficiente de lavado depende, del diámetro de las partículas, de la eficiencia de colisión de partículas por las gotas de lluvia, de la velocidad de caída de las gotas de lluvia y de la distribución de tamaños de las gotas de lluvia. Por otra parte, la eficiencia de colisión de las gotas de lluvia (expresión (6.11)) depende de números adimensionales, que incluyen, entre otras variables, a la temperatura del aire (incluida en  $D$ ), la viscosidad dinámica del aire ( $\mu$ ), la densidad del aire ( $\rho_a$ ) y la velocidad de sedimentación de partículas ( $v_s$ ) (que también depende del recorrido medio libre de moléculas ( $\chi$ ), el cual es función del tamaño de las partículas).

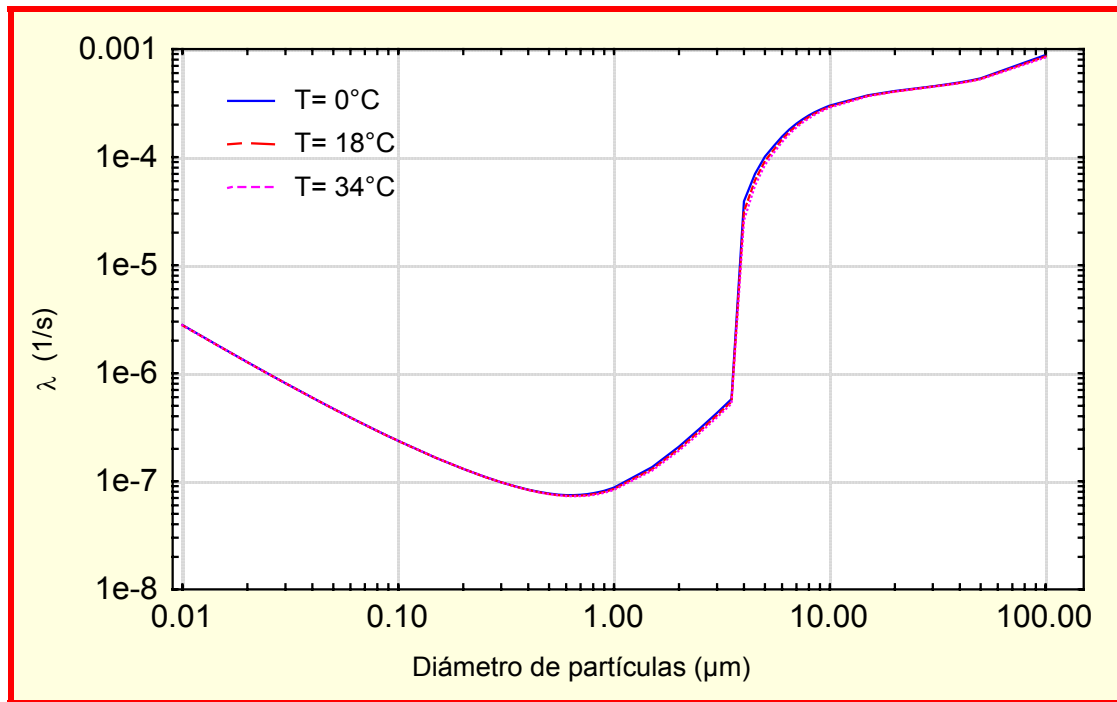
Es de esperar que la intensidad de la precipitación y el tamaño de las partículas sean las variables que más influencia ejerzan sobre la variación del coeficiente de lavado ( $\lambda$ ). Sin embargo, para los fines prácticos, se propone suponer que  $\chi = 6.53 \times 10^{-6}$  cm (Scire y otros, 1999) (como se asumió para el cálculo de la velocidad de depósito seco) y por lo tanto, se analizará la sensibilidad de los valores de  $\lambda$  cuando se considera que  $\chi$  varía con el tamaño de las partículas (Fuchs, 1964) (ver Tabla 5.5.I). En la Figura 6.8 se compararán los valores de  $\lambda$  obtenidos con la condición  $\chi = \text{constante}$ , con los valores obtenidos con  $\chi : \chi(d_p)$ , considerando que  $\rho = 1 \text{ g/cm}^3$  y que  $p_0 = 1 \text{ mm/h}$ .



**Figura 6.8.** Coeficiente de lavado ( $\lambda$ ) en función del diámetro de las partículas para dos condiciones de  $\chi$  ( $\chi = 6.53 \times 10^{-6} \text{ cm}$  y  $\chi$ : variable) (ver valores de  $\chi$  en la Tabla 5.5.I).

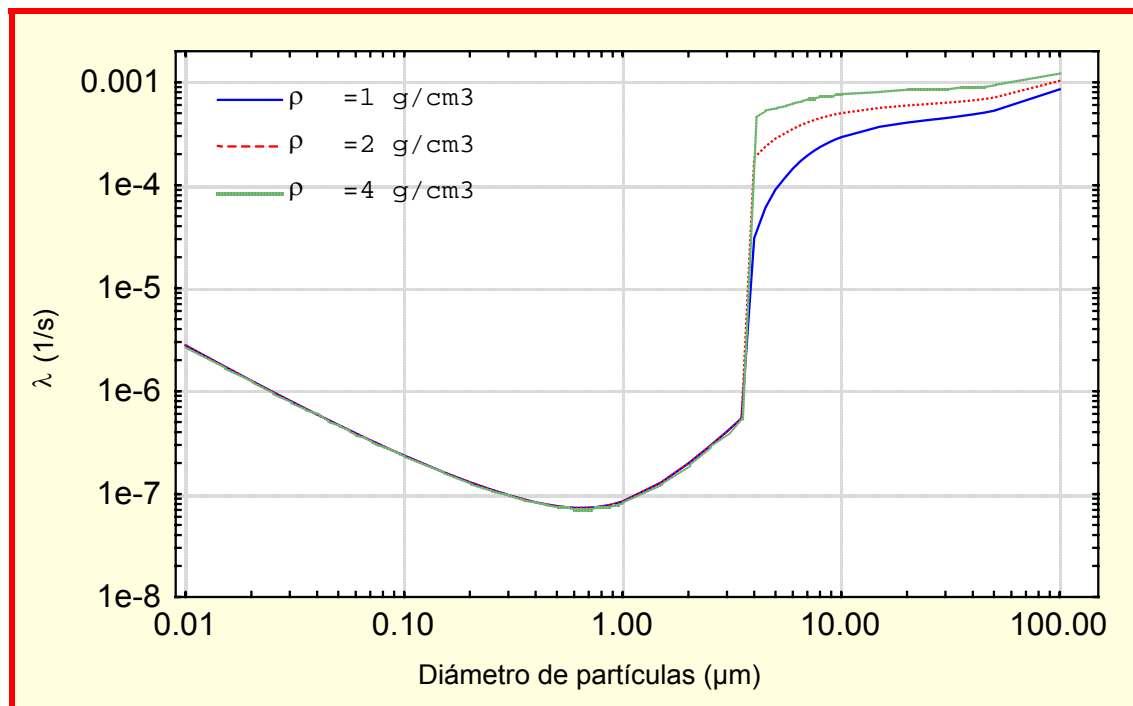
Puede observarse que no existe diferencia entre los valores del coeficiente de lavado calculado considerando ambas suposiciones.

La variación de los valores de  $\lambda(d_p)$  con la temperatura del aire fue analizada considerando las mismas condiciones,  $\rho = 1 \text{ g/cm}^3$ ,  $p_0 = 1 \text{ mm/h}$  y  $\chi = 6.53 \times 10^{-6} \text{ cm}$ . En la Figura 6.9 se presenta el coeficiente de lavado en función del diámetro de las partículas para valores de temperatura del aire de 0 , 18 y 34°C (representando la temperatura mínima, la media y la máxima en la Ciudad de Buenos Aires, respectivamente). Puede observarse que,  $\lambda$  no es sensible a la variación de la temperatura del aire, dentro del rango de temperaturas consideradas.



**Figura 6.9.** Coeficiente de lavado ( $\lambda$ ) en función del diámetro de las partículas para diferentes temperaturas del aire.

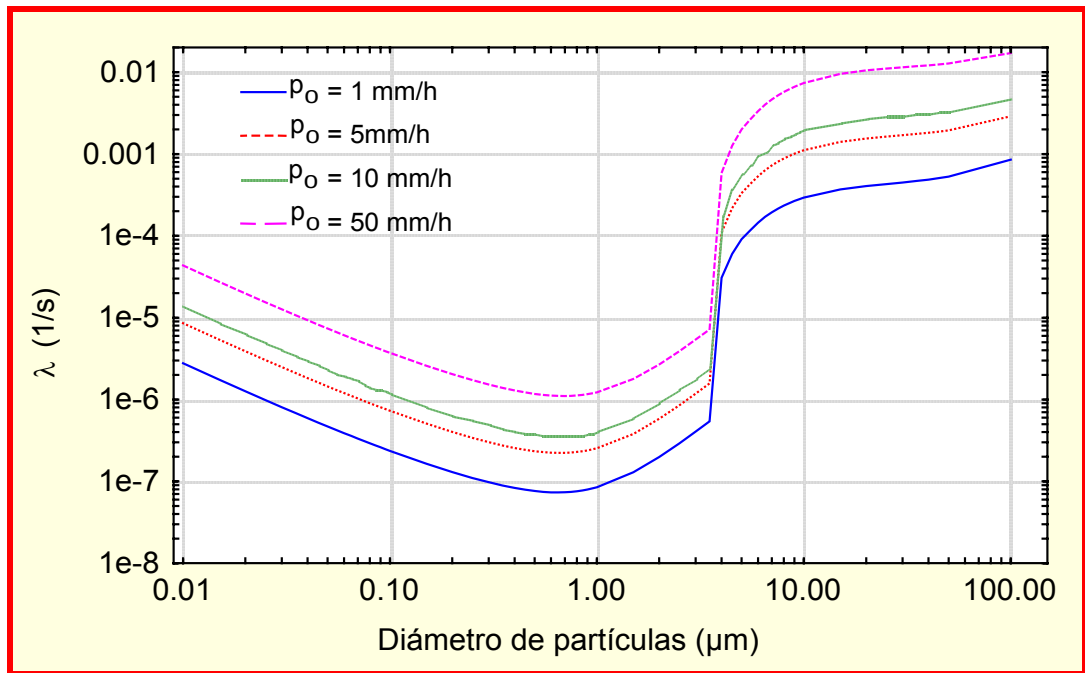
Asimismo, se analizó la variación de  $\lambda$  para diferentes densidades de partículas. En la Figura 6.10 se presenta  $\lambda(d_p)$  en función del diámetro de las partículas para  $\rho = 1, 2$  y  $4 \text{ g/cm}^3$ . Puede observarse que existe un rango de diámetros de partículas (entre 0.01 y 4  $\mu\text{m}$ ) en donde  $\lambda$  no presenta variación con densidad de las partículas. Para diámetros mayores que 5  $\mu\text{m}$ ,  $\lambda$  varía en alrededor del 5 % para las densidades consideradas.



**Figura 6.10.** Coeficiente de lavado ( $\lambda$ ) en función del diámetro de las partículas para diferentes densidades de las partículas ( $\rho$ ).

En la Figura 6.11 se presenta  $\lambda(d_p)$  en función del tamaño de partículas y para lluvias de diferentes intensidades, suponiendo  $\chi = 6.53 \times 10^{-6}$  cm,  $T = 18^\circ\text{C}$  y  $\rho = 1 \text{ g/cm}^3$ . Se puede observar que ( $\lambda(d_p)$ ) aumenta a medida que aumenta la intensidad de lluvia. Todas las curvas presentan un mínimo para diámetros de partículas de alrededor de  $1 \mu\text{m}$ , a este mínimo se lo denomina “Greenfield gap”, ya que Greenfield en 1957 fue quién describió este comportamiento. El aumento abrupto en los valores de  $\lambda(d_p)$  que se observa para diámetros cercanos a  $4 \mu\text{m}$  se debe a que a partir de estos tamaños de partículas, se considera el término de interceptación en el cálculo de la eficiencia, que es despreciable cuando las partículas son más pequeñas.





**Figura 6.11.** Coeficiente de lavado ( $\lambda$ ) en función del diámetro de las partículas y para diferentes intensidades de precipitación ( $p_o$ ).

## **7. MODELO DE DISPERSIÓN ATMOSFÉRICA URBANA: DAUMOD-**

### **D**

En el presente trabajo se desarrolló el modelo de dispersión-depósito de contaminantes (DAUMOD-D), a partir del modelo de dispersión atmosférica urbano, DAUMOD. El modelo DAUMOD-D constituye una extensión del modelo DAUMOD original al que se han incorporado los procesos de remoción húmeda y seca, de material particulado de la atmósfera. Por lo tanto, al igual que el modelo de dispersión atmosférica urbana DAUMOD, el modelo DAUMOD-D está basado en la condición límite inferior de la ecuación semiempírica de difusión e incorpora una expresión de la variación con la distancia de la altura del límite superior de la pluma de contaminantes.

En el desarrollo del modelo DAUMOD (Mazzeo y Venegas, 1991), se consideró un volumen de aire semi-infinito limitado por los planos  $z = 0$  y  $x = 0$ . De acuerdo con Gifford (1970), en condiciones estacionarias, con el eje  $x$  en la dirección del viento medio y el eje  $z$  en la vertical, la concentración  $[C(x,z)]$  de contaminantes emitidos desde una fuente areal ubicada en superficie, satisface la siguiente ecuación semiempírica bidimensional de dispersión (Arya, 1999):

$$u(z) \frac{\partial C(x,z)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ K(z) \frac{\partial C(x,z)}{\partial z} \right] \quad (7.1)$$

donde  $C(x,z)$  es la concentración de contaminantes en el aire,  $u$  es la velocidad del viento y  $K$  es la difusividad turbulenta vertical. La ecuación (7.1) es válida en

condiciones estacionarias y cuando la difusión turbulenta en la dirección x es menor que la advección atmosférica en esa dirección.

Si el efluente es emitido continuamente desde una fuente ubicada en superficie, la condición límite inferior se puede expresar mediante:

$$K(z)\frac{\partial C(x,z)}{\partial z} = -Q \quad \text{en } z=0 \quad (7.2)$$

donde Q es el caudal másico de la fuente (masa por unidad de área y de tiempo).

Otra suposición básica es que a la distancia (x), el límite superior del modelo (h) coincide con el límite superior de la pluma de contaminantes. De esta manera,

$$C(x, h(x)) = 0 \quad (7.3)$$

Por lo tanto, no existe transporte de masa a través del límite superior de la pluma, condición que puede ser expresada de la siguiente forma:

$$K(z)\frac{\partial C(x,z)}{\partial z} = 0 \quad \text{en } z = h \quad (7.4)$$

Las variaciones verticales de la velocidad del viento y de la difusividad turbulenta en la capa de superficie pueden ser expresadas mediante las siguientes ecuaciones (Arya, 1999):

$$u(z) = \frac{u^*}{k} \left[ \ln \left( \frac{z}{z_0} \right) + \psi \left( \frac{z}{L} \right) \right] \quad (7.5)$$

$$K(z) = \frac{k u^* (z + z_0)}{\phi_m(z/L)} \quad (7.6)$$

donde  $u^*$  es la velocidad de fricción,  $z_0$  es la longitud de rugosidad,  $k$  es la constante de von Karman ( $k = 0.41$ ),  $L$  es la longitud de Monin-Obukhov (ANEXO 4). En el modelo DAUMOD, las funciones  $\phi_m$  y  $\psi$  consideradas son (Wieringa, 1980, Gryning y otros, 1987):

$$\psi(z/L) = 6.9 z/L \quad z/L \geq 0 \quad (7.7)$$

$$\psi(z/L) = 1 - \phi_m^{-1}(z/L) \quad z/L < 0 \quad (7.8)$$

$$\phi_m(z/L) = 1 + 6.9 z/L \quad z/L \geq 0 \quad (7.9)$$

$$\phi_m(z/L) = (1 - 22 z/L)^{-1/4} \quad z/L < 0 \quad (7.10)$$

La variación vertical de la concentración de contaminantes en el aire que satisface la ecuación (7.1) puede ser expresada mediante la siguiente función polinomial:

$$C(x, z) = C(x, 0) \sum_{i=0}^6 A_i \left( \frac{z}{h} \right)^i \quad (7.11)$$

los coeficientes  $A_i$  dependen de las condiciones de estabilidad atmosférica (Mazzeo y Venegas, 1991; Venegas y Mazzeo, 2002). Los coeficientes  $A_i$  fueron

estimados ajustando formas funcionales polinómicas (expresión (7.11)) a los valores obtenidos a partir de la variación vertical de los contaminantes dada por la expresión exponencial general (Pasquill y Smith, 1983):

$$C(x, z) = C(x, 0) \exp \left[ -4.605 \left( \frac{z}{z_m} \right)^s \right] \quad (7.12)$$

donde  $s$  es un factor “de forma” que depende de las condiciones de estabilidad atmosférica y de la rugosidad de la superficie (Gryning y otros, 1987) y  $z_m$  es la altura a la cual se verifica  $C(z_m) = 0.01 C(0)$ . La altura  $z_m$  es generalmente considerada como el límite superior de la pluma de contaminantes, de manera que puede suponerse que  $h = z_m$ . Considerando diferentes condiciones de estabilidad atmosférica, se obtienen los coeficientes  $(A_0, A_1, \dots, A_6)$  correspondientes a los polinomios de grado 6. En todos los casos, las curvas dadas por la Ecuación (7.12) han sido ajustadas a formas polinómicas (Ecuación (7.11)) con excelentes coeficientes de determinación ( $\approx 1.0$ ) (Mazzeo y Venegas, 1991).

Sustituyendo las expresiones (7.6) y (7.11) en (7.2) e integrando se obtiene la siguiente ecuación:

$$C(x, 0) = \frac{Q h(x)}{|A_1| k u * z_o} \quad (7.13)$$

$C(x, 0)$  puede ser estimado a partir de la expresión anterior si se conoce la forma de  $h(x)$ . Para obtener la variación de  $h$  con la distancia en la dirección  $x$  se

considera la siguiente ecuación de continuidad de la masa (Pasquill y Smith, 1983):

$$\int_0^x Q \, dx = \int_{z_0}^h u(z) C(x,z) \, dz \quad (7.14)$$

Considerando las expresiones (7.5) y (7.11), junto con la condición límite dada por (7.3) [ $C(x,h)=0$ ] puede obtenerse la siguiente expresión, considerando que la emisión  $Q$  se mantiene uniforme en el área:

$$\frac{x}{z_0} = \frac{1}{|A_1|k^2} \left( \frac{h}{z_0} \right)^2 F\left( \frac{z_0}{h}; \frac{h}{L} \right) \quad (7.15)$$

La forma funcional de  $F(z_0/h; h/L)$  no es simple (la versión completa de la expresión se presenta en Mazzeo y Venegas, 1991), sin embargo, los valores de  $(h/z_0)$  estimados a partir de la expresión (7.15) pueden ser ajustados con gran exactitud a funciones potenciales de la forma (Mazzeo y Venegas, 1991):

$$\frac{h}{z_0} = a \left( \frac{x}{z_0} \right)^b \quad (7.16)$$

donde los coeficientes  $a$  y  $b$  son funciones de  $z_0/L$  y cuyas expresiones son (Venegas y Mazzeo, 2002, 2005):

$a(z_0/L)$ ,

$$z_0/L < -10^{-4} \quad a = 3.618833 + 0.2369076 * \ln(|z_0/L|)$$

$$-10^{-4} \leq z_0/L \leq 10^{-4} \quad a = -384.73 (z_0/L) + 1.4$$

$$10^{-4} < z_0/L \quad a = 0.6224632 + 7.37387 \times 10^{-5} / \ln[(z_0/L) + 1]$$

$b(z_0/L)$ ,

$$z_0/L < -10^{-4} \quad b = 0.5356147 + 0.0234187 * \ln[(|z_0/L|) + 0.01]$$

$$-10^{-4} \leq z_0 / L \leq 10^{-4} \quad b = -130.0 (z_0 / L) + 0.415$$

$$10^{-4} < z_0 / L \quad b = 0.5065736 - 1.196137 / \ln [2802.315 + 9 / (z_0 / L) ]$$

Combinando las ecuaciones (7.13) y (7.16) se obtiene:

$$C(x,0) = \frac{a Q}{|A_1| k u_*} \left( \frac{x}{z_0} \right)^b \quad (7.17)$$

correspondiente a una fuente areal semi-infinita que emite continuamente con intensidad uniforme (Q). La expresión de C(x,0) originada por una fuente continua finita de intensidad Q, ubicada entre  $x = 0$  y  $x = x_1$ , puede obtenerse a partir de la expresión (7.17) a la que se le resta la expresión correspondiente a la concentración de contaminantes aportada por una fuente continua semi-infinita de intensidad Q, que se extiende para  $x > x_1$ ,

$$C(x,0) = \frac{a Q \left[ x^b - (x - x_1)^b \right]}{|A_1| k z_0^b u_*} \quad (7.18)$$

En un área urbana, puede considerarse que existe una distribución horizontal de fuentes areales de emisión con intensidades Q(x) de acuerdo con un reticulado específico. Si el caudal másico de emisión de contaminantes es constante dentro de cada retículo y está dado por  $Q_i$  con  $i=0, 1, 2, \dots, N$ , la variación de la concentración con la distancia x, para  $x > x_i$  ( $i=0, 1, 2, \dots, N$ ) puede obtenerse mediante:

$$C(x,0) = \frac{a \left[ Q_0 x^b + \sum_{i=0}^N (Q_i - Q_{i-1})(x - x_i)^b \right]}{|A_1| k z_0^b u^*} \quad (7.19)$$

La forma funcional de  $|A_1| (z_0/L)$ , está dada por (Venegas y Mazzeo, 2002, 2005):

$$\begin{aligned} z_0/L < -10^{-4} & \quad |A_1| = 9.254667 + 0.8043134 * \ln(|z_0/L|) \\ -10^{-4} \leq z_0/L \leq 10^{-4} & \quad |A_1| = -3853.31(z_0/L) + 1.461 \\ 10^{-4} < z_0/L & \quad |A_1| = 0.05478233 + 0.0001021171 / \ln((z_0/L)+1) \end{aligned}$$

A partir de las aplicaciones de la expresión (7.19), se ha observado que las concentraciones estimadas en cualquier receptor provienen principalmente de las fuentes ubicadas en el retículo donde se encuentra el receptor. Este resultado se debe principalmente a que las distribuciones de las fuentes areales en las ciudades varían generalmente en forma gradual y suave, y las contribuciones de las fuentes areales ubicadas en los retículos “viento arriba” disminuyen rápidamente con la distancia al receptor.

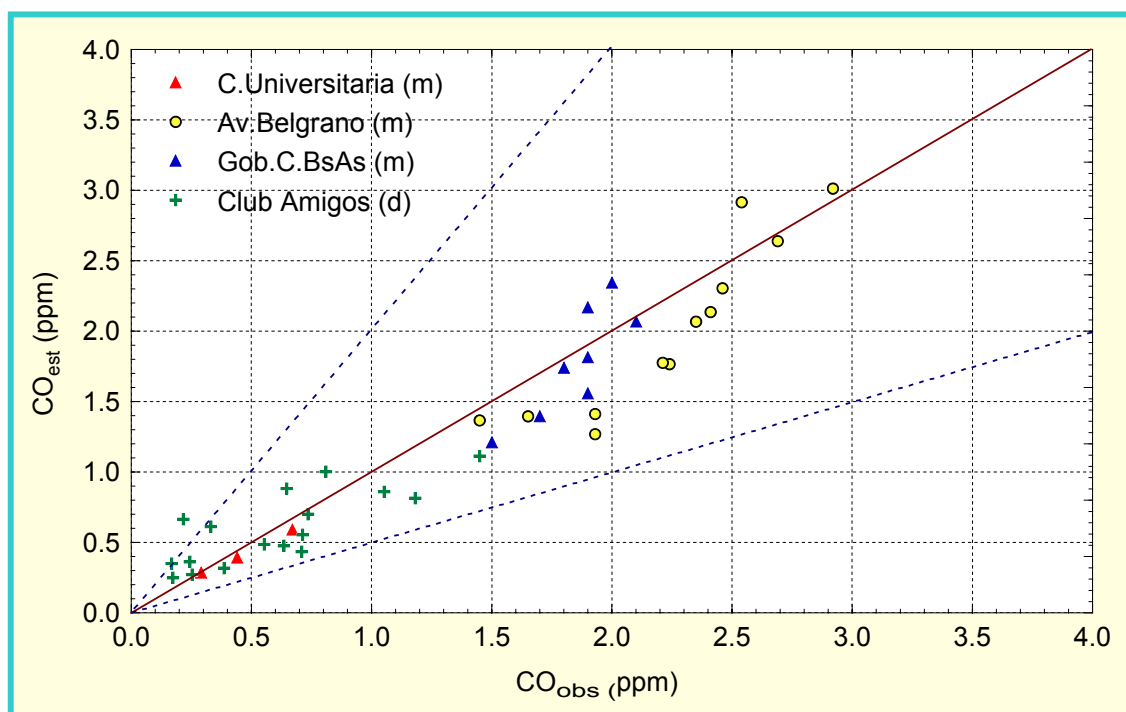
Los resultados obtenidos a partir de la versión original del modelo DAUMOD han sido comparados con las concentraciones observadas de diferentes contaminantes gaseosos en las ciudades de Nashville (EE.UU.), Bremen (Alemania) y Frankfurt (Alemania) (Mazzeo y Venegas, 1991), Copenhague (Dinamarca) (Venegas y Mazzeo, 2002) y Buenos Aires (Venegas y Mazzeo, 2005). Las evaluaciones realizadas permiten concluir que las estimaciones medias horarias y las medias diarias resultan satisfactorias y que los resultados mejoran cuando se estiman valores de concentración de



contaminantes gaseosos correspondientes a períodos de promedio mayores (medios mensual y anual).

Por ejemplo, la aplicación del modelo DAUMOD para estimar las concentraciones de fondo de monóxido de carbono (CO) y de óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ) en la Ciudad de Buenos Aires (Venegas y Mazzeo, 2005) fueron comparadas con los valores medidos en cuatro lugares de la ciudad ubicados en áreas relativamente abiertas: Ciudad Universitaria y en la Avenida Belgrano (Bogo y otros, 1999), en la estación de monitoreo del Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires localizada en la Av. Las Heras y Ocampo (GCBA, 2001) y en el Parque Club de Amigos (Mazzeo y otros, 2005).

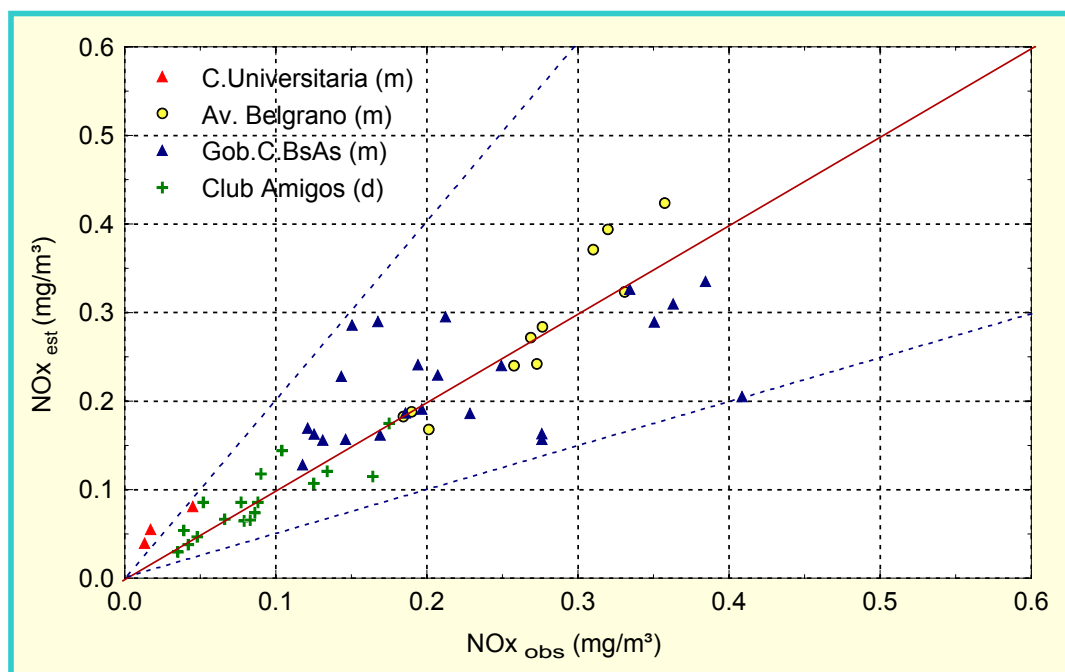
La comparación entre los valores medios mensuales (m) y los valores diarios (d) de concentración de CO en aire estimados en los cuatro puntos de muestreo se incluyen en la Figura 7.1 (Venegas y Mazzeo, 2005).



**Figura 7.1.** Diagrama de dispersión de los valores de concentración de CO observados y estimados por el modelo DAUMOD.

Se observa que el 100 % de las estimaciones de las concentraciones mensuales está dentro de un factor 2 de las observadas. Asimismo, de acuerdo con Venegas y Mazzeo, (2005) los valores medios de las concentraciones mensuales observadas y calculadas son 1.87 ppm y 1.73 ppm, respectivamente, con un error cuadrático medio normalizado (ANEXO 3) de 2.7 % y un error fraccional (ANEXO 3) de 8.1%. Por otra parte, los valores diarios medios observado y estimado son 0.582 ppm y 0.586 ppm, respectivamente. En estos casos, el 90% de los valores estimados se encuentra dentro de un factor 2 de las observaciones, el error cuadrático medio normalizado de las estimaciones diarias resultó de 1.32% y el error fraccional medio fue -0.7%.

Los resultados obtenidos para las concentraciones de óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ) en la ciudad de Buenos Aires y su comparación con las observaciones se incluyen en la Figura 7.2 (Venegas y Mazzeo, 2005).



**Figura 7.2.** Diagrama de dispersión de los valores de concentración de  $\text{NO}_x$  observados y estimados por los modelos DAUMOD + ISCST3 (Venegas y Mazzeo, 2005).

Se observa que el 95% de las concentraciones medias mensuales y el 100% de las concentraciones medias diarias calculadas se encuentran dentro de un factor 2 de los valores observados. El promedio de los valores mensuales estimados ( $0.23 \text{ mg/m}^3$ ) resultó muy cercano al de los observados ( $0.22 \text{ mg/m}^3$ ), el error cuadrático medio normalizado de las estimaciones fue de 7.4% y el error fraccional fue -3.3%. Los valores diarios estimados presentaron un valor medio de  $0.085 \text{ mg/m}^3$  mientras que el de los valores observados fue  $0.084 \text{ mg/m}^3$ . En estos casos, el error cuadrático medio normalizado de las estimaciones fue 6.2 % y el error fraccional fue -1.2%.

De las evaluaciones realizadas hasta el presente se pudo concluir que el modelo de dispersión atmosférica urbana, en su versión DAUMOD, es adecuado para estimar concentraciones de contaminantes gaseosos provenientes de fuentes areales urbanas. Los resultados del modelo para la Ciudad de Buenos Aires son aceptables para estimar concentraciones medias horarias y diarias y las estimaciones mejoran al estimar valores mensuales o anuales (Venegas y Mazzeo, 2002, 2005).

Para estimar el depósito de material particulado y la concentración en aire del material particulado en suspensión se desarrolló el modelo DAUMOD-D incorporando los procesos de remoción en la versión original del modelo DAUMOD, descripta previamente.

Se describirán a continuación las parametrizaciones incorporadas en la versión dispersión – depósito, DAUMOD-D.

### **a) Parametrización del depósito húmedo**

De acuerdo con la expresión (6.1) (Sección 6), el flujo másico de depósito de material particulado en el suelo por remoción húmeda para partículas de diámetro  $j$  ( $F_{wj}$ ) se expresa en función de la variación vertical de la concentración de estas partículas en aire ( $C_j$ ), mediante la siguiente expresión:

$$F_{wj}(x,0) = \int_0^h \lambda_j C_j(x,z) dz \quad (7.20)$$

donde  $\lambda_j$  es el coeficiente de lavado de las partículas de diámetro característico  $j$ , dado por la expresión (6.16)  $\lambda_j = 1.546 E_j J^{0.842}$ .

Suponiendo una distribución másica de tamaño de partículas similar en todos los niveles que conforman la columna de altura  $h$ , la concentración  $C_j(x,z)$  será igual a:

$$C_j(x,z) = f(j) C(x,z) \quad (7.21)$$

donde  $f(j)$  es la fracción másica de las partículas con diámetro característico del intervalo  $j$  en la concentración total  $C(x,z)$ . Por lo tanto, reemplazando (7.21) en la expresión (7.20) resulta:

$$F_{wj}(x,0) = \int_0^h \lambda_j f(j) C(x,z) dz \quad (7.22)$$

Asumiendo que la distribución másica de tamaño de partículas puede ser discretizada en  $n$  intervalos, el flujo total de material particulado debido al proceso

de remoción húmeda ( $F_w$ ), puede estimarse sumando los flujos correspondientes a los  $n$  intervalos, por lo tanto,

$$F_w(x,0) = \sum_{j=1}^n F_{wj}(x,0) = \int_0^h \sum_{j=1}^n (\lambda_j f(j)) C(x,z) dz \quad (7.23)$$

y como se asume la misma distribución másica de tamaño del material particulado en todos los niveles, la expresión (7.23) se expresa:

$$F_w(x,0) = \sum_{j=1}^n F_{wj}(x,0) = \lambda^* \int_0^h C(x,z) dz \quad (7.24)$$

$$\text{con } \lambda^* = \sum_{j=1}^n \lambda_j f(j) \quad (7.25)$$

donde  $\lambda^*$  es un coeficiente de lavado “equivalente” obtenido teniendo en cuenta la distribución másica del tamaño de las partículas.

Asimismo, reemplazando la expresión de  $C(x,z)$  (ecuación (7.11)) en (7.24):

$$F_w(x,0) = \lambda^* \int_0^h C(x,0) \sum_{i=1}^6 A_i \left( \frac{z}{h} \right)^i dz \quad (7.26)$$

Luego de integrar la expresión (7.26), se obtiene:

$$F_w(x,0) = \lambda^* C(x,0) h \sum_{i=1}^6 \frac{A_i}{i+1} \quad (7.27)$$

y reemplazando  $h$  por la expresión (7.16) resulta:

$$F_w(x,0) = \lambda * C(x,0) z_0 a \left( \frac{x}{z_0} \right)^b S_a \quad (7.28)$$

$$\text{donde } S_a = \sum_{i=1}^6 \frac{A_i}{i+1} \quad (7.29)$$

A partir de los valores de  $A_i$  (Mazzeo y Venegas, 1991), se obtuvo la siguiente forma funcional de  $S_a$  en función de la estabilidad atmosférica ( $z_0/L$ ):

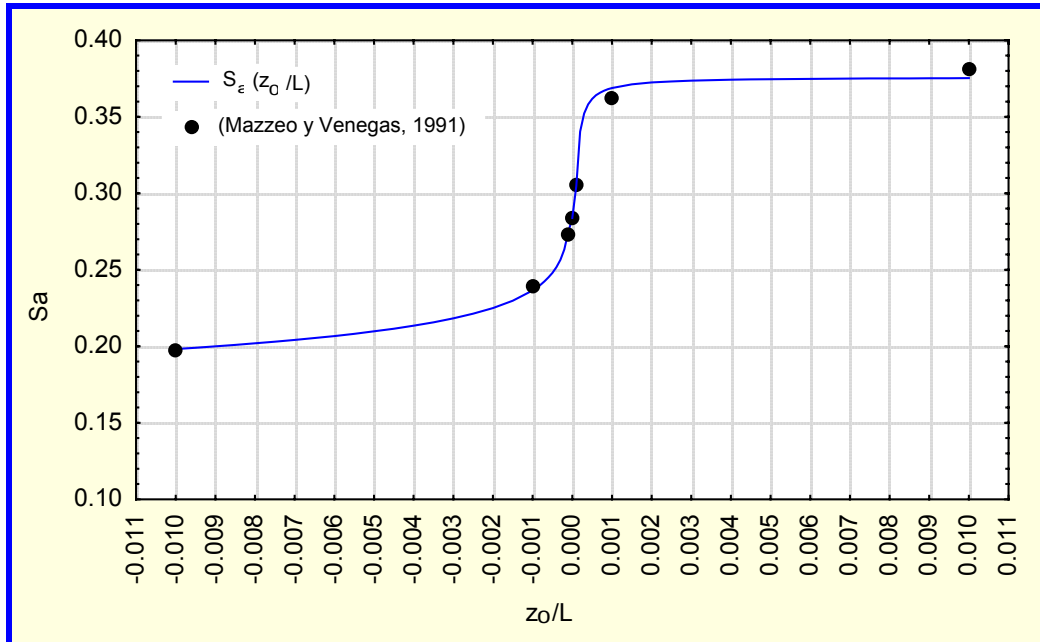
$S_a(z_0/L)$ :

$$z_0/L < -10^{-4} \quad S_a = 0.121667 - 0.01663(\ln(|z_0/L|))$$

$$-10^{-4} \leq z_0/L \leq 10^{-4} \quad S_a = 0.2839$$

$$10^{-4} < z_0/L \quad S_a = 0.37601 - 7.12984 \times 10^{-6} / \ln((z_0/L) + 1)$$

En la Figura 7.3 se incluyen los valores de  $S_a$  y el ajuste obtenido.



**Figura 7.3.** Variación de los valores de  $S_a = \sum_{i=1}^6 \frac{A_i}{i+1}$ , con la estabilidad atmosférica.

Las expresiones (7.28) y (7.29) permiten estimar el flujo de depósito de material particulado debido al proceso de remoción húmeda.

***b) Parametrización del depósito seco***

De acuerdo con lo presentado en la Sección 5, el flujo de depósito seco de ( $F_{dj}$ ) (ecuación (5.1)) de partículas de diámetro representativo del intervalo  $j$ , puede estimarse de acuerdo a la siguiente expresión:

$$F_{dj} = v_{dj} C_j(x,0) \quad (7.30)$$

donde  $v_{dj}$  es la velocidad de depósito seco de las partículas de diámetro  $j$  y  $C_j(x,0)$  es la concentración de esas partículas en aire cerca de la superficie. El flujo total de depósito seco ( $F_d$ ) de material particulado se obtiene sumando los depósitos secos de las diferentes partículas. Discretizando la distribución másica de material particulado en  $n$  intervalos,  $F_d$  se estima:

$$F_d = \sum_{j=1}^n F_{dj} = \sum_{j=1}^n v_{dj} f(j) C(x,0) \quad (7.31)$$

Sustituyendo la expresión de la velocidad de depósito seco dada por la parametrización presentada en la Sección 5 (ecuación (5.4)), la expresión (7.31) resulta,

$$F_d = \sum_{j=1}^n F_{dj} = \sum_{j=1}^n \left( \frac{1}{r_a + r_{bj} + r_a r_{bj} v_{sj}} + v_{sj} \right) f(j) C(x,0) \quad (7.32)$$

donde  $r_a$  es la resistencia aerodinámica (que no depende del tamaño de la partícula),  $r_{bj}$  es la resistencia de la capa cuasi-laminar y  $v_{sj}$  es la velocidad de sedimentación correspondiente a las partículas de diámetro característico del intervalo  $j$ , respectivamente. La resistencia aerodinámica se estima mediante (expresión (5.13)):

$$r_a = \begin{cases} \frac{1}{ku_*} \left[ \ln \left( \frac{z_r}{z_o} \right) + 9.2(\zeta_r - \zeta_o) \right] & \zeta_r > 0 \\ \frac{1}{ku_*} \left[ \ln \left( \frac{z_r}{z_o} \right) \right] & \zeta_r = 0 \\ \frac{1}{ku_*} \left[ \ln \left( \frac{z_r}{z_o} \right) - 2 \ln \left( \frac{\eta_r + 1}{\eta_o + 1} \right) \right] & \zeta_r < 0 \end{cases} \quad (7.33)$$

donde  $\eta_r = (1 - 13\zeta_r)^{1/2}$ ;  $\eta_o = (1 - 13\zeta_o)^{1/2}$ ;  $\zeta_r = \frac{z_r}{L}$ ;  $\zeta_o = \frac{z_o}{L}$

La resistencia de la capa cuasi-laminar ( $r_{bj}$ ) está dada por (expresión (5.17)):

$$r_{bj} = \frac{1}{u_* \left( S_{cj}^{-2/3} + 10^{-3/St_j} \right)} \quad (7.34)$$

donde  $S_{cj}$  y  $S_{tj}$  son los números de Schmidt y de Stokes, respectivamente.  $S_{cj} = \nu/D_j$ , donde  $\nu$  es el coeficiente de viscosidad cinemática y  $D_j$  es la difusividad molecular en el aire del material particulado de diámetro ( $j$ ), y  $S_{tj} = v_{sj}u_*^2/g\nu$ , donde  $v_{sj}$  es la velocidad de sedimentación gravitatoria, dada por (ecuación (5.15)):



$$v_{sj} = \frac{d_{pj}^2 \rho g C_{cj}}{18\mu} \quad (7.35)$$

$C_{cj}$  es el factor de corrección de Cunningham para la partícula de diámetro ( $d_{pj}$ ) dado por la expresión (5.27).

Cuando existe precipitación, una parte del material particulado será removido por la lluvia (expresión (7.28)) y el remanente depositará en forma seca.

Para estimar la concentración ( $C'(x,0)$ ) de material particulado en aire luego del lavado por la precipitación, se utiliza la siguiente parametrización, incluida generalmente en los modelos de dispersión atmosférica (Hanna y otros, 1983, US.EPA, 1995):

$$\frac{dC}{dt} = -\alpha C \quad (7.36)$$

que expresa la reducción de la concentración  $C$  debido al efecto del “lavado” por la precipitación y donde el factor  $\alpha$  suele ser el coeficiente de lavado. Generalmente, en los modelos más ampliamente utilizados (Perry y otros, 1994, US.EPA, 1995, Scire y otros, 1999)  $\alpha$  es considerado constante. En el caso del modelo DAUMOD–D se considera que  $\alpha = \lambda^*$  (la expresión (7.25)) y por lo tanto:

$$\frac{dC}{dt} = -\lambda^* C \quad (7.37)$$

que permite obtener, la concentración en aire  $C'(x,0)$  luego del “lavado” por la precipitación durante un tiempo  $t$ , conociendo la concentración  $C(x, 0)$  al momento inicial:

$$C'(x,0) = C(x,0) \exp(-\lambda^* t) \quad (7.38)$$

donde  $\lambda^*$  es el coeficiente de lavado “equivalente”, que tiene en cuenta la distribución másica del tamaño de las partículas.

## **8. EL MATERIAL PARTICULADO EN LA CIUDAD DE BUENOS AIRES**

### **8.1. Antecedentes**

La Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA) está localizada a 34° 38'S y 58° 28'W a aproximadamente 20m sobre el nivel del mar en terreno llano, tiene una superficie de 209 km<sup>2</sup> y una población de 3 millones de habitantes. La CABA junto con 24 municipios localizados en la Provincia de Buenos Aires integra el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA) que abarca una superficie de 3800 km<sup>2</sup> con casi 12 millones de habitantes. Tiene un clima húmedo subtropical con temperaturas promedio que oscilan entre 10° C durante el invierno (Junio-Agosto) y 24° C durante el verano (Diciembre-Febrero). La precipitación promedio es de aproximadamente 1000 mm anuales, y varía de 60 mm en Julio a 120 mm en Marzo.

En la Ciudad de Buenos Aires, la calidad del aire ha sido evaluada parcialmente en diferentes trabajos desde comienzos de la década del '60. Desde entonces, se han realizado algunas campañas de medición de concentraciones de algunos contaminantes en aire (dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono, material particulado total en suspensión, partículas sedimentables, plomo, entre otros) cuyos resultados, aunque parciales, contribuyeron a mostrar que algunas zonas de la ciudad pueden presentar un deterioro de la calidad del aire.

Entre los primeros estudios realizados en la Ciudad de Buenos Aires sobre el material particulado, se encuentra la evaluación de la contaminación

atmosférica realizada por el Centro de Investigación en Ingeniería Ambiental (1965), entre Agosto de 1964 y Agosto de 1965. En esa oportunidad, se obtuvieron mediciones de partículas sedimentables (PS) en 8 puntos distribuidos en la ciudad. Estos resultados revelaron que los valores medios de partículas sedimentables en cada estación de muestreo superaron el valor de  $1 \text{ mg}/(\text{cm}^2 \text{ 30d})$ .

Asimismo, el Centro de Investigación en Ingeniería Ambiental (1967) realizó mediciones de partículas en suspensión en la atmósfera en la ciudad. Se obtuvieron 73 muestras entre Septiembre-1966 y Agosto-1967, registrando valores entre  $0.016 \text{ mg}/\text{m}^3$  y  $0.604 \text{ mg}/\text{m}^3$ , con un valor medio de  $0.175 \text{ mg}/\text{m}^3$ . Las mayores concentraciones se observaron entre los meses de Abril y Agosto, con valores que se aproximaron y en muchos casos superaron los  $0.2 \text{ mg}/\text{m}^3$ . Durante los meses de Noviembre a Febrero, los valores oscilaron alrededor de  $0.1 \text{ mg}/\text{m}^3$ . Es claro que estos resultados indicaban la influencia de factores asociados con la época del año, tales como la contribución a la contaminación de las instalaciones de calefacción durante los meses de invierno y la disminución de las actividades durante el período estival.

Pedace y Llobera (1972) presentaron el análisis de mediciones de concentración de partículas en suspensión y partículas sedimentables (entre otros contaminantes), realizadas entre 1967 y 1971 por la Secretaría de Estado de Salud Pública. Las partículas sedimentables en promedio disminuyeron desde  $2.2 \text{ mg}/(\text{cm}^2 \text{ 30d})$  (en 1967) a  $1.2 \text{ mg}/(\text{cm}^2 \text{ 30d})$  (en 1971) y la concentración media de partículas en suspensión se incrementó de  $0.120 \text{ mg}/\text{m}^3$  (en 1967) hasta  $0.240 \text{ mg}/\text{m}^3$  (en 1971).

A comienzos de la década del '70 el análisis de concentraciones medias diarias de partículas en suspensión registradas en la calle Charcas al 1800, mostró que para condiciones de viento proveniente del Río de la Plata el valor medio registrado resultó  $0.161 \text{ mg/m}^3$ , cuando el viento provino de la ciudad el valor medio fue  $0.198 \text{ mg/m}^3$  y en condiciones de calma el promedio ascendió a  $0.235 \text{ mg/m}^3$ .

Mársico (1974) analizó valores medios mensuales de partículas sedimentables y de concentración de partículas en suspensión correspondientes al período 1967-1970. El promedio del flujo de partículas sedimentables fue  $1.56 \text{ mg}/(\text{cm}^2 \text{ 30d})$  y el de la concentración de material particulado en suspensión fue  $0.126 \text{ mg/m}^3$ .

En 1975, García Fernández (1975) presentó un valor medio de concentración de material particulado en suspensión de  $0.175 \text{ mg/m}^3$ . Asimismo, en ese trabajo el autor obtiene un valor medio de  $1.47 \text{ mg}/(\text{cm}^2 \text{ 30d})$  para partículas sedimentables en 1975, que es similar al obtenido 10 años antes ( $1.57 \text{ mg}/(\text{cm}^2 \text{ 30d})$ ).

En 1977, Haddad (1977) incluyó resultados del monitoreo de calidad del aire en algunas ciudades de América Latina y del Caribe, correspondientes a un programa llevado a cabo por la Organización Panamericana de la Salud desde 1967 a 1974. Según este informe, en ese momento en Buenos Aires operaban 6 estaciones de monitoreo. En el caso de las partículas en suspensión, el 53.8% de las muestras superó el valor  $0.100 \text{ mg/m}^3$  en las 6 estaciones. En el caso de partículas sedimentables, había 4 estaciones de muestreo que registraron 101 muestras en el período mencionado. De estas muestras, 94.1% superaron los

0.5 mg/(cm<sup>2</sup> 30d), nivel de referencia establecido por la Organización Mundial de la Salud (W.H.O., 1987).

La Municipalidad de la Ciudad de Buenos Aires (1978) presentó una evaluación de polvo sedimentable en la ciudad, realizando un estudio comparativo entre los valores registrados durante 1972-1977 y los obtenidos en 1978, año a partir del cual se prohibió el uso de los incineradores domiciliarios. Los resultados obtenidos en las 21 estaciones de muestreo de polvo sedimentado que operaban en la ciudad, mostraban la influencia de actividades locales propias de cada zona, y generalmente superaban los 0.5 mg/ (cm<sup>2</sup> 30d). Los valores permitieron ver la efectividad de la medida de suprimir la operación de los incineradores domiciliarios, sobre la calidad ambiental, ya que el depósito de material particulado observado durante 1978 presentaba una clara tendencia a disminuir.

Posteriormente, Mazzola y otros (1991) elaboraron un estudio sobre las emisiones de contaminantes a la atmósfera en Buenos Aires para el período: 1970-1989. En ese trabajo los autores aplicaron una metodología de Evaluación Rápida de Fuentes de contaminación ambiental, para obtener la variación anual de las emisiones de contaminantes en la Ciudad de Buenos Aires entre 1970 y 1989 y obtuvieron que el material particulado emitido disminuyó el 30% en el período estudiado, como consecuencia directa de la supresión de la operación de incineradores domiciliarios en la zona urbana.

Entre los años 1993-1996 se realizó un estudio de partículas en suspensión discriminadas por tamaño (Plá y otros, 1994, 1995, 1997). Las muestras fueron obtenidas en varios lugares del Área Metropolitana de Buenos Aires con diferentes densidades de población. Las concentraciones medias bi-mensuales de material particulado total en suspensión obtenidas en la zona del macro-centro de

la Ciudad de Buenos Aires resultaron  $0.059 \text{ mg/m}^3$  (Nov-Dic 1993) y  $0.053 \text{ mg/m}^3$  (Abr-May 1994) y en el micro-centro los valores fueron  $0.060 \text{ mg/m}^3$  (Abr-May, 1994),  $0.043 \text{ mg/m}^3$  (Jul-Ago, 1994) y  $0.083 \text{ mg/m}^3$  (Oct-Nov, 1994).

Actualmente, se dispone de una cantidad limitada de datos sobre la calidad del aire ambiente en Buenos Aires. La serie más larga de datos pertenece a las observaciones de CO, NO<sub>x</sub>, material particulado total en suspensión y SO<sub>2</sub>, obtenidas diariamente por el Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires en una estación de vigilancia localizada en Palermo. Recientemente, se ha instalado otra estación de vigilancia en Parque Centenario, donde se ha iniciado la medición de CO, NO, NO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub>. El Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires también realiza mediciones del material particulado sedimentable en cuatro lugares de la ciudad (Chacarita, Pompeya, Parque Patricios y Parque Gral. Las Heras) y elabora informes públicos y periódicos de los resultados obtenidos (GCBA, 2001).

Asimismo, se han realizado diferentes campañas de medición de contaminantes del aire en varias zonas de la ciudad. Entre los estudios más recientes se encuentran las mediciones de material particulado realizadas por Bogo y otros (2003) en la calle Junín al 900 desde Diciembre de 1998 hasta Septiembre de 1999. Se realizaron mediciones (promedio 24 horas) no simultáneas de material particulado total en suspensión, de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>. Simultáneamente, se midió monóxido de carbono. El valor medio de las concentraciones diarias de material particulado total en suspensión fue  $(0.068 \pm 0.022) \text{ mg/m}^3$  con un valor máximo que alcanzó  $0.101 \text{ mg/m}^3$ . Las concentraciones medias diarias de PM<sub>10</sub> presentan en verano un valor medio de  $(0.052 \pm 0.014) \text{ mg/m}^3$  y un máximo de  $0.080 \text{ mg/m}^3$  y para el período otoño-invierno el valor medio fue  $(0.044 \pm 0.017) \text{ mg/m}^3$  y alcanzaron un máximo de

0.092 mg/m<sup>3</sup>. Para los meses de otoño y primavera se obtuvo una correlación lineal entre los promedios de 24 horas de PM<sub>2.5</sub> o PM<sub>10</sub> y el monóxido de carbono, lo cual indica que la principal fuente de material particulado es el tránsito automotor. Los resultados también indican que una fracción importante de material particulado, sobre todo el más grueso, podría ser resuspendido. Algunos valores de las concentraciones medias diarias de PM<sub>2.5</sub> registrados durante este período superaron el valor de 0.065 mg m<sup>-3</sup> (estándar de calidad del aire, para 24 horas de la Agencia de Protección del Ambiente de los Estados Unidos).

## **8.2. Emisiones de material particulado en la ciudad**

Se preparó una primera versión de un inventario de material particulado para la Ciudad de Buenos Aires (Venegas y Martín, 2004). Este inventario incluye las siguientes categorías de fuentes de emisión:

- fuentes puntuales: Centrales Térmicas de Generación de Electricidad,
- fuentes areales: residencias, comercios, pequeñas industrias, automotores (vehículos del transporte automotor de pasajeros, taxis, automóviles, camiones y camionetas) y aviones que operan en el Aeroparque de la Ciudad de Buenos Aires.

En la ciudad hay tres Centrales Térmicas ubicadas a orillas del Río de la Plata. Dos de ellas, Nuevo Puerto y Puerto Nuevo, están localizadas en la costa Noreste y generan en condiciones de máximo consumo 1580Mw de electricidad. La tercera central, Costanera, está ubicada en el borde Este del área urbana y su producción energética máxima es 1770Mw. Durante gran parte del año las Centrales Térmicas consumen gas natural generando una emisión mínima de material particulado a la atmósfera. Sin embargo, en los días más fríos del año



(usualmente no más de 30 días) las Centrales Térmicas pueden quemar fuel-oil y gas-oil y por lo tanto, generar emisiones de material particulado a la atmósfera. De acuerdo con la información de la emisión de material particulado extraída de un informe reciente (IMAE-PNUMA, 2003), las Centrales Térmicas emiten anualmente 331ton de material particulado a la atmósfera.

Por otra parte, para obtener las emisiones de material particulado proveniente de las fuentes areales, se utilizó la metodología aplicada y la información de base obtenida por Mazzeo y Venegas (2003, 2004) en el desarrollo de la primera versión de un inventario de emisiones de CO y NO<sub>x</sub> para la Ciudad de Buenos Aires, dividiendo el área urbana en 17 x 19 retículos unitarios de 1km<sup>2</sup> que abarcan toda la superficie de la ciudad.

Las residencias, comercios y pequeñas industrias representan un gran número de fuentes fijas de pequeñas dimensiones relativas y, por lo tanto, son consideradas fuentes areales. Esas fuentes consumen gas natural para la calefacción, la cocción de alimentos y otras actividades.

Conociendo los volúmenes mensuales de gas natural consumidos por las residencias, los comercios y las pequeñas industrias (ENARGAS, 2000), la distribución de estas actividades en cada retículo (GCBA, 2001) y utilizando factores de emisión (US.EPA, 1995), se calcularon las emisiones de material particulado total debido a cada una de estas actividades.

Por otra parte, las fuentes móviles también fueron consideradas fuentes areales. Las principales fuentes móviles en Buenos Aires pueden ser clasificadas en los siguientes grupos:

- Automotores terrestres: automóviles particulares, taxis, camiones, camionetas, vehículos de transporte de pasajeros.

- Aviones: que despegan, se desplazan y aterrizan en el Aeropuerto Jorge Newbery.

Las emisiones de material particulado provenientes de los vehículos del transporte público de pasajeros se estimaron conociendo la distancia total recorrida por los mismos en cada retículo, su velocidad media, la frecuencia del servicio y los factores de emisión correspondientes, suponiendo que consumen diesel oil (European Environment Agency, 2001).

Asimismo, se calcularon las emisiones de material particulado en cada retículo provenientes de los automotores utilizando flujos vehiculares determinados en diferentes intersecciones de calles por las Secretarías de Transporte de la Nación y del Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires, información de la distribución del flujo de automotores, distribuciones horarias del mismo en diferentes puntos de la ciudad, la composición del parque automotor (GCBA, 2001) y factores de emisión para los vehículos que consumen nafta y diesel (European Environment Agency, 2001).

Tanto en el caso del transporte automotor de pasajeros como en el de los vehículos, las emisiones de material particulado que se obtienen a partir de los factores de emisión, corresponden a las emisiones “directas” provenientes de los gases de escape. Sin embargo, evidencias experimentales (Gámez y otros, 2001, Düring y otros, 2002, Abu-Allaban y otros, 2003), han establecido que la emisión directa de material particulado en los gases de escape de los vehículos es sólo una fracción de las partículas emitidas a la atmósfera originadas por los mismos. Un aporte indirecto a la emisión de material particulado se origina por la fricción de los rodados en el suelo, por el desgaste de los frenos y por la resuspensión de polvo y partículas debida al paso de los vehículos. Los estudios experimentales

sugieren que el aporte directo puede representar entre el 22% y el 47% de la emisión total (Abu-Allaban y otros, 2003). En este trabajo se consideró que el aporte directo proveniente de los gases de emisión constituye el 30% de la emisión total (Gámez y otros, 2001) y por lo tanto, se incorporó el aporte indirecto.

Se incluyeron también como fuentes areales, en los retículos correspondientes, las emisiones provenientes de los aviones que operan en el Aeroparque Jorge Newbery. A partir de la información de la distribución temporal de la frecuencia de vuelos y de tipos de aviones en Aeroparque y los factores de emisión correspondientes al ciclo de aterrizaje y despegue de los mismos (U.S. EPA, 1995) se calcularon las emisiones de material particulado total correspondientes a esta actividad.

La Tabla 8.I resume los valores anuales de emisión de material particulado total obtenidos para las diferentes fuentes de emisión (Venegas y Martín, 2004).

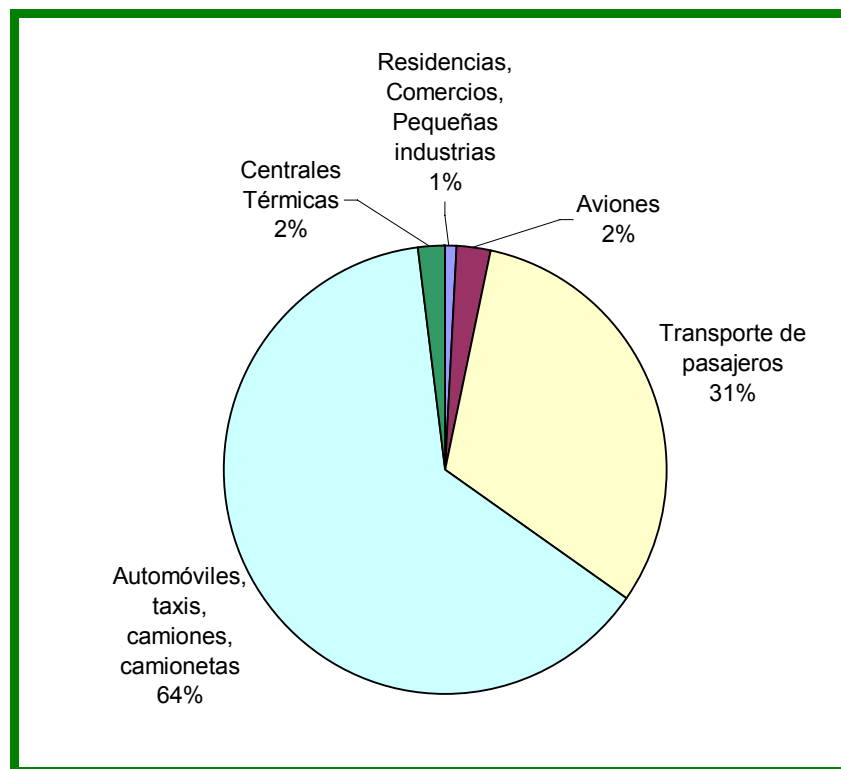
**Tabla 8.I.** Emisiones de material particulado total en la Ciudad de Buenos Aires

<b>Categoría de fuente</b>	<b>Ton/año</b>
Centrales Térmicas	331
Residencias	98
Comercios	20
Pequeñas industrias	10
Transporte de pasajeros	5285
Automóviles, taxis, camiones, camionetas	10649
Aviones	419
<b>Total</b>	<b>16812</b>

Se observa que las principales fuentes de emisión de material particulado total son las fuentes areales (residencias, comercios, pequeñas industrias,

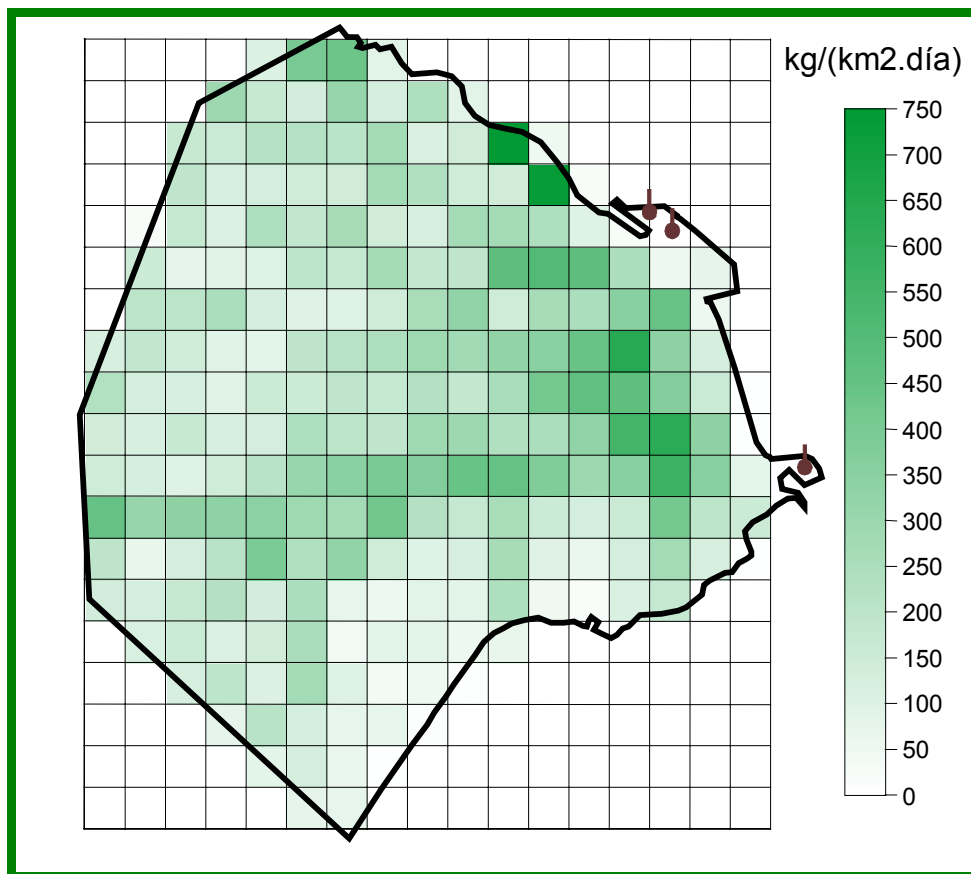
vehículos, aviones que operan en el Aeroparque de la Ciudad de Buenos Aires). En particular los vehículos rodados son responsables del 94.7% de la emisión anual de material particulado total en la ciudad.

La Figura 8.1 presenta en forma de diagrama el aporte relativo porcentual de las diferentes categorías de fuentes consideradas.



**Figura 8.1.** Contribución relativa porcentual de las principales fuentes a la emisión anual de material particulado total en la Ciudad de Buenos Aires.

El inventario de emisiones de material particulado tiene una resolución espacial de  $1\text{km}^2$  y una variación horaria típica en el período diario. Como ejemplo de la información contenida en el inventario de emisiones, se incluye en la Figura 8.2 la distribución espacial de la intensidad de emisión media diaria de material particulado total proveniente de las fuentes areales, en el reticulado considerado.



**Figura 8.2.** Distribución espacial de la emisión media diaria de material particulado total debida a las fuentes areales. (Se indica la localización de las Centrales Térmicas de Generación de Electricidad) (los retículos tienen 1km de lado)

Se observa que las mayores emisiones se generan en las áreas con mayor densidad de tránsito y en la zona del Aeroparque. De acuerdo con la Figura 8.2 los retículos ubicados en los lugares como Liniers, Puente Saavedra, Constitución, la Autopista 25 de Mayo, Retiro y San Nicolás presentan las mayores intensidades de emisión de material particulado en la ciudad (en el ANEXO 5 se incluye un mapa de la Ciudad de Buenos Aires con sus barrios).

## **9. DEPÓSITO DE MATERIAL PARTICULADO EN LA CIUDAD DE BUENOS AIRES**

Se aplicó el modelo de dispersión – depósito desarrollado DAUMOD-D para estimar el flujo de depósito mensual de material particulado en la Ciudad de Buenos Aires. Para ello, se consideró el inventario de emisiones de material particulado descrito en la Sección 8.2, información meteorológica horaria registrada en la Estación Aeroparque Aero, perteneciente al Servicio Meteorológico Nacional y además fue necesario hacer algunas consideraciones sobre la distribución del tamaño de partículas en el aire de la ciudad.

La información existente de la distribución del tamaño de partículas en la Ciudad de Buenos Aires es muy escasa. A partir de mediciones realizadas en la ciudad en un estudio reciente (Bogo y otros, 2003), se obtuvieron algunos valores para las relaciones entre las proporciones máscas de  $PM_{10}/PM \approx 60\%$  y  $PM_{2.5}/PM_{10} \approx 72\%$  (PM: material particulado total,  $PM_{10}$ : partículas con diámetros menores a  $10\ \mu m$  y  $PM_{2.5}$  partículas con diámetros menores a  $2.5\ \mu m$ ). Asimismo, en ese estudio se concluye que los valores obtenidos en la Ciudad de Buenos Aires, concuerdan con los representados por una distribución log-normal de partículas “típica” para áreas urbanas (Seinfeld y Pandis ,1998) (similar a la presentada en la Sección 2).

La distribución en número de tamaños de partículas típica para un área urbana se puede expresar por la suma de tres distribuciones log-normales, dadas por la ecuación (2.10) (Seinfeld y Pandis, 1998):

$$n_N(\log d_p) = \frac{dN}{d \log d_p} = \sum_{i=1}^3 \frac{N_i}{(2\pi)^{1/2} \log \sigma_{g_i}} \exp \left( -\frac{(\log d_p - \log \overline{d_{pg_i}})^2}{2 \log^2 \sigma_{g_i}} \right) \quad (9.1)$$

donde  $N_i$  es la concentración en número de la distribución  $i$  y los valores de los parámetros representativos de dichas distribuciones, son los incluidos en la Tabla 2.I. A partir de esta distribución se obtuvo la distribución másica de las partículas:

$$n_M = \left( \frac{\rho}{10^6} \right) \left( \frac{\pi}{6} \right) \frac{d_p^2}{2.303} n_N(\log d_p) \quad (9.2)$$

Esta función de distribución fue discretizada de acuerdo con los intervalos presentados en la Tabla 9.I.

**Tabla 9.I.** Fracciones másicas de la concentración de material particulado ( $f(j)$ ) correspondiente a cada diámetro medio geométrico ( $d_{pj}$ ) del intervalo ( $j$ ).

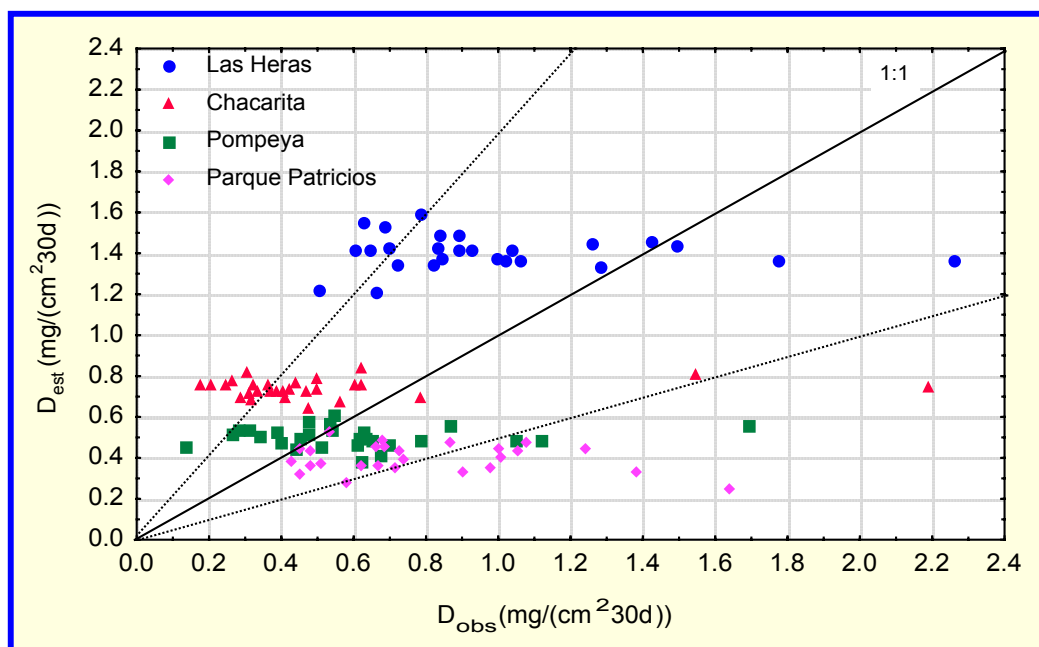
$j$	$d_{pj}$	$f_j$
1	0.078	3.79
2	0.330	33.01
3	1.600	6.51
4	3.200	4.38
5	5.000	4.85
6	7.000	4.18
7	9.000	3.36
8	20.000	39.92

Puede observarse que, las fracciones consideradas, concuerdan con lo sugerido por Bogo y otros (2003), ya que de la Tabla 9.I se obtiene  $PM_{10}/PM = 60.1\%$  y  $PM_{2.5}/PM_{10} = 72.1\%$ .

### 9.1 Comparación de los depósitos mensuales de material particulado estimados por el modelo DAUMOD-D para la Ciudad de Buenos Aires con valores observados.

Para validar los resultados del modelo DAUMOD-D con las suposiciones realizadas, se compararon los valores de depósito mensual estimados por el modelo de dispersión – depósito desarrollado, con valores observados en la ciudad. El Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires realiza mediciones de depósito mensual de material particulado en cuatro zonas de la ciudad (Parque Gral. Las Heras, Chacarita, Pompeya y Parque Patricios) y se dispone de la información para el período 1998 - 2001 (GCBA, 2001).

En la Figura 9.1 se presenta el diagrama de dispersión de los valores estimados y los observados.



**Figura 9.1.** Diagrama de dispersión de los valores de depósito ( $mg/(cm^2 30d)$ ) de material particulado total en suspensión observados ( $D_{obs}$ ) y estimados ( $D_{est}$ ) por el modelo de dispersión atmosférica DAUMOD-D en los cuatro puntos de medición (las líneas de punteadas indican un factor 2).



Se observa que, en general, los valores estimados resultaron del mismo orden de magnitud que los observados. El rango de los valores de depósito mensual estimados fue de (0.2 - 1.6) mg/(cm<sup>2</sup> 30d) mientras que los depósitos observados se encontraron entre 0.1 y 2.4 mg/(cm<sup>2</sup> 30d). La dispersión que muestran los datos podría deberse a las aproximaciones realizadas en el cálculo, como por ejemplo, considerar que la distribución másica de tamaños de material particulado y la intensidad de la precipitación son homogéneas en toda la ciudad. Se observa que en algunos casos los resultados sobrestiman los valores observados (principalmente en el Parque Gral. Las Heras). Esto podría deberse a que en la aplicación del modelo se utilizó una resolución espacial de 1 km x 1 km y por lo tanto, no es posible reproducir, las variaciones del uso del suelo dentro del retículo donde se encuentra este punto de medición (en este caso el muestreador está localizado en el centro del parque y la concentración en aire podría ser algo menor que la estimada para todo el retículo, debido a estar alejado de las importantes emisiones provenientes de las fuentes móviles en el área).

Por otra parte, sólo se consideraron las fuentes ubicadas en la ciudad, por lo tanto, las zonas de la ciudad más próximas al límite con el Gran Buenos Aires, como por ejemplo Parque Patricios y Pompeya, podrían estar afectadas por el material particulado proveniente del área metropolitana adyacente, de acuerdo con la dirección del viento correspondiente, provocando que en estos puntos de medición los valores del depósito estimado resulten algo inferiores a los observados en algunos meses.

Para realizar una evaluación objetiva de la comparación entre las estimaciones y los valores observados se calcularon los parámetros estadísticos

(Hanna y otros 1991; Olesen 1995) incluidos en la Tabla 9.II (la definición de cada uno de estos parámetros se encuentra en el ANEXO 3):

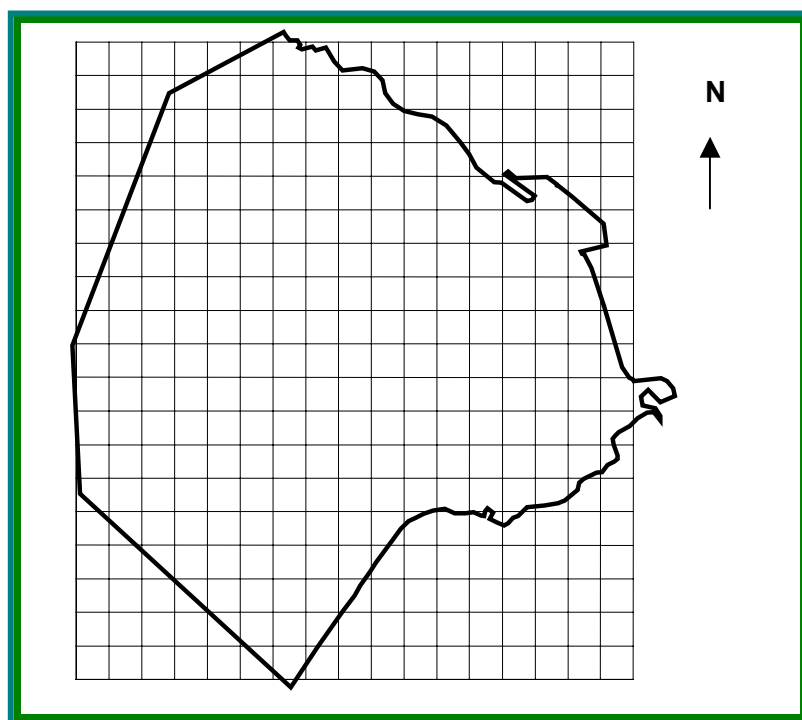
**Tabla 9.II.** Parámetros estadísticos obtenidos para la comparación entre los valores estimados y observados del depósito mensual de material particulado (n= 125 casos). ( $\sigma$ : desvío estándar, nmse: error cuadrático medio normalizado, fa2: fracción de valores dentro de un factor 2, fb: error fraccional, fs: varianza fraccional).

Valor	Promedio mg/(cm <sup>2</sup> 30d)	$\sigma$ mg/(cm <sup>2</sup> 30d)	Desvío mg/(cm <sup>2</sup> 30d)	nmse	fa2	fb	fs
OBS	0.688	0.390	-----	-----	-----	-----	-----
DAUMOD - D	0.754	0.383	-0.065	0.37	0.72	-0.091	0.018

Estos resultados revelan que, en general, las estimaciones sobrestiman levemente los valores observados. Sin embargo, un 72% de las estimaciones se encuentran dentro de un factor 2 de las observaciones, el valor medio del flujo de depósito de material particulado estimado fue de 0.754 mg/(cm<sup>2</sup> 30d) y el del observado fue 0.688 mg/(cm<sup>2</sup> 30d), el error cuadrático medio normalizado es del 37 %, el error fraccional medio es – 9.1% y la varianza fraccional es muy baja. De estas evaluaciones se puede concluir que los resultados del modelo de dispersión- depósito DAUMOD–D son satisfactorios para estimar el depósito mensual de material particulado en un área urbana.

## 9.2 Depósito mensual de material particulado en la Ciudad de Buenos Aires

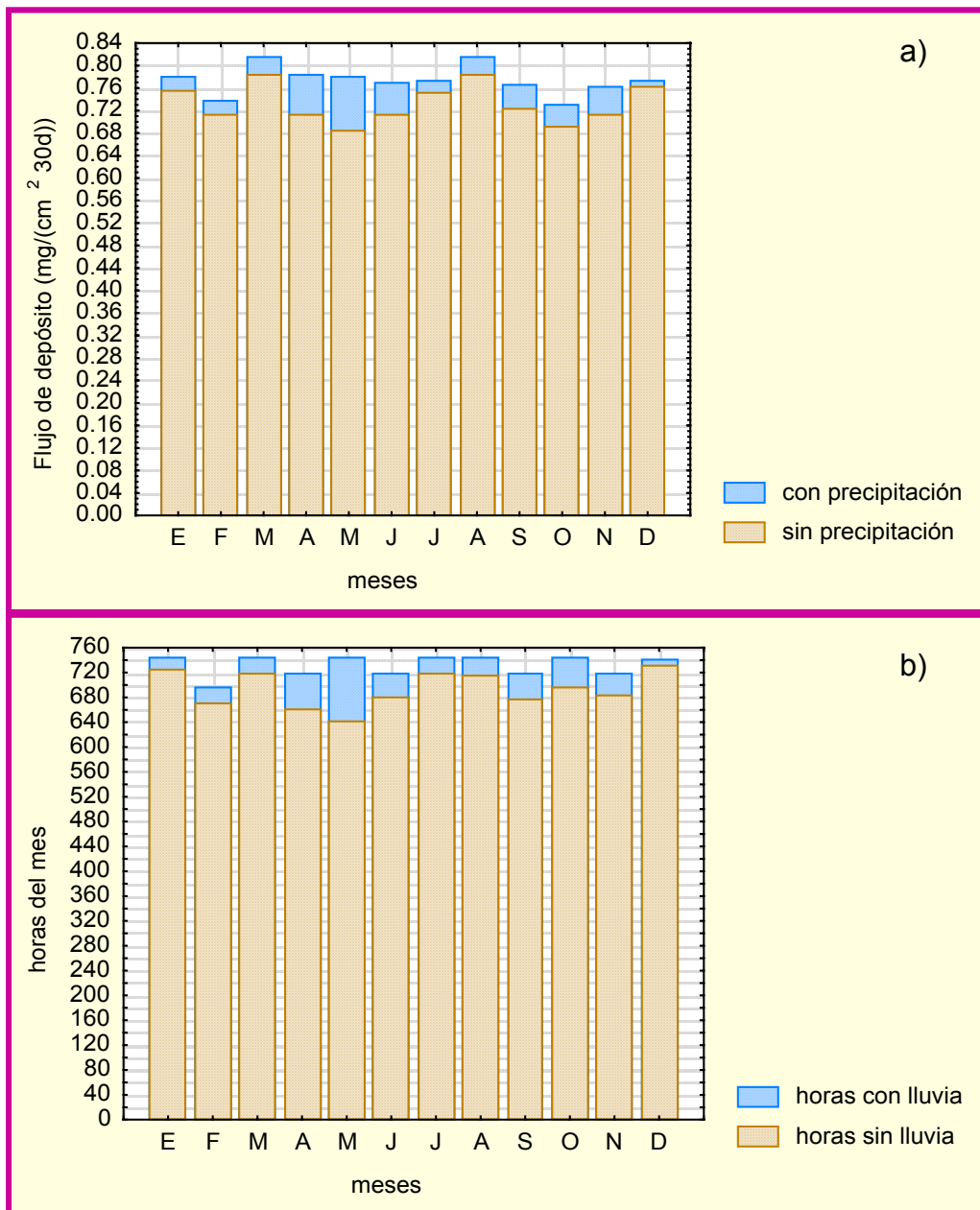
Para el cálculo del depósito de material particulado se consideró un recinto (Figura 9.2), de 17 km x 19 km con una resolución de celdas unitarias de 1 km x 1 km, y se utilizó un año (2000) de información meteorológica horaria registrada en la Estación Aeroparque Buenos Aires (Servicio Meteorológico Nacional).



**Figura 9.2.** Reticulado considerado para el cálculo del depósito de material particulado (resolución del reticulado es de 1 km x 1 km).

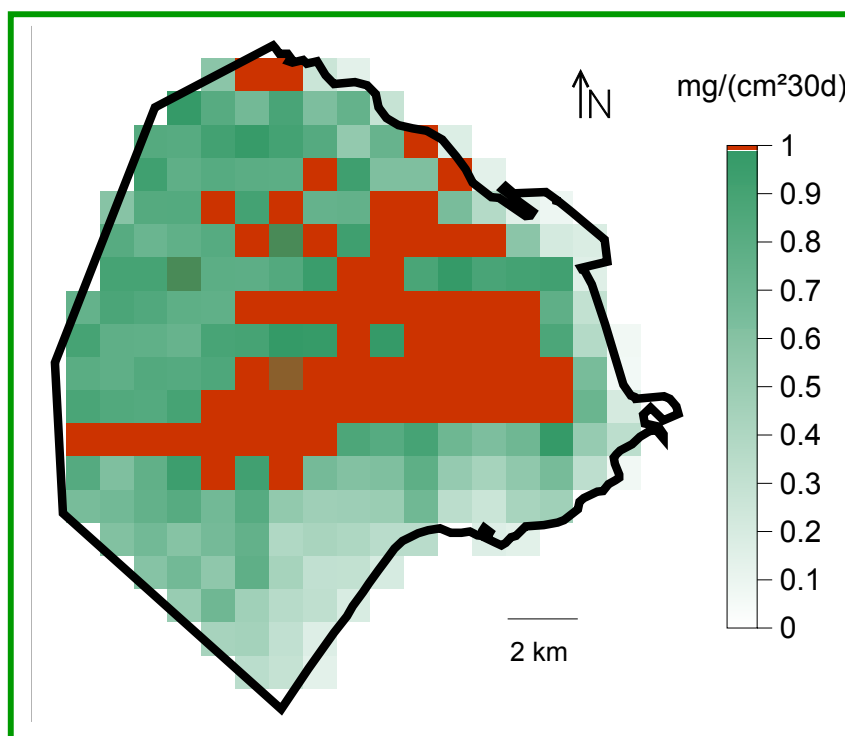
En la Figura 9.3a se presenta el promedio areal de la intensidad del flujo de depósito mensual (año 2000) de material particulado sobre toda la Ciudad de Buenos Aires. Se presentan los valores de la intensidad media del flujo de depósito obtenido para las horas con precipitación y para las horas sin precipitación. Se observa que el flujo de depósito durante las horas con precipitación representa el 1.3% del depósito estimado para el mes de Diciembre

y el 12.6% para Mayo. Estos resultados indican que el depósito de material particulado correspondiente a las horas con precipitación representa una pequeña fracción del depósito total mensual. Esto se debe al bajo número mensual de horas con precipitación (como se ilustra en la Figura 9.3.b).

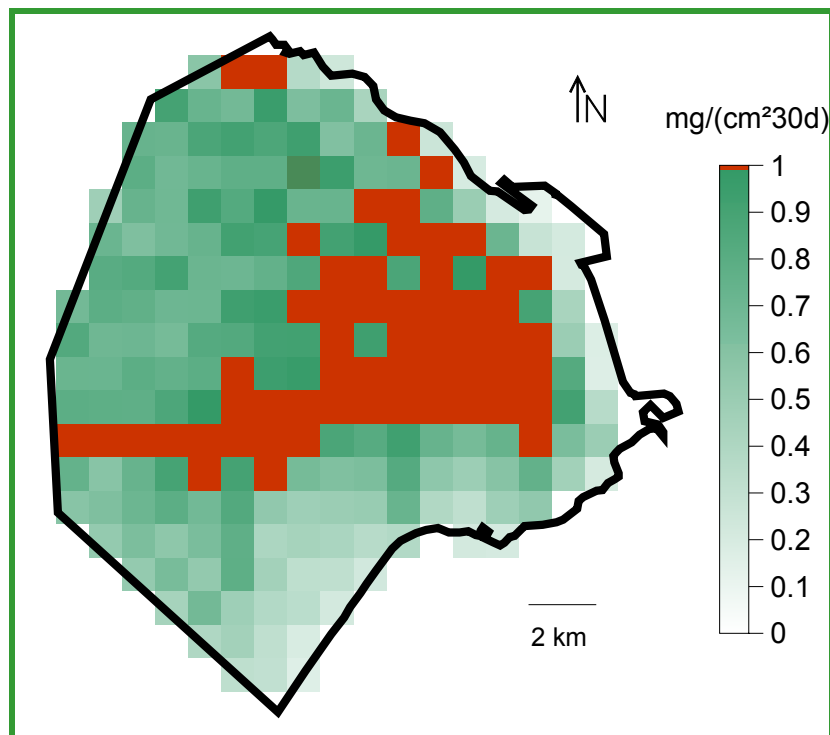


**Figura 9.3.** a) Promedio areal de la intensidad de flujo de depósito mensual de material particulado. b) Variación mensual del número de horas con precipitación y sin precipitación correspondiente al año 2000.

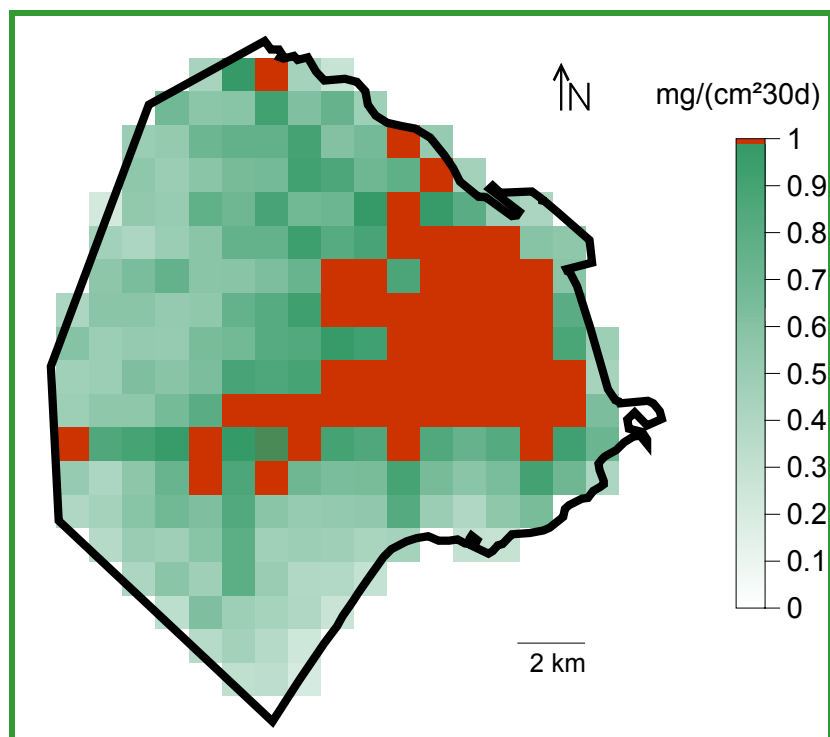
Como ejemplo de la variación temporal de la distribución horizontal del depósito mensual de material particulado en la ciudad, se presentan las distribuciones correspondientes a los depósitos totales estimados para los meses de: Enero (Figura 9.4), Abril (Figura 9.5), Julio (Figura 9.6) y Septiembre (Figura 9.7).



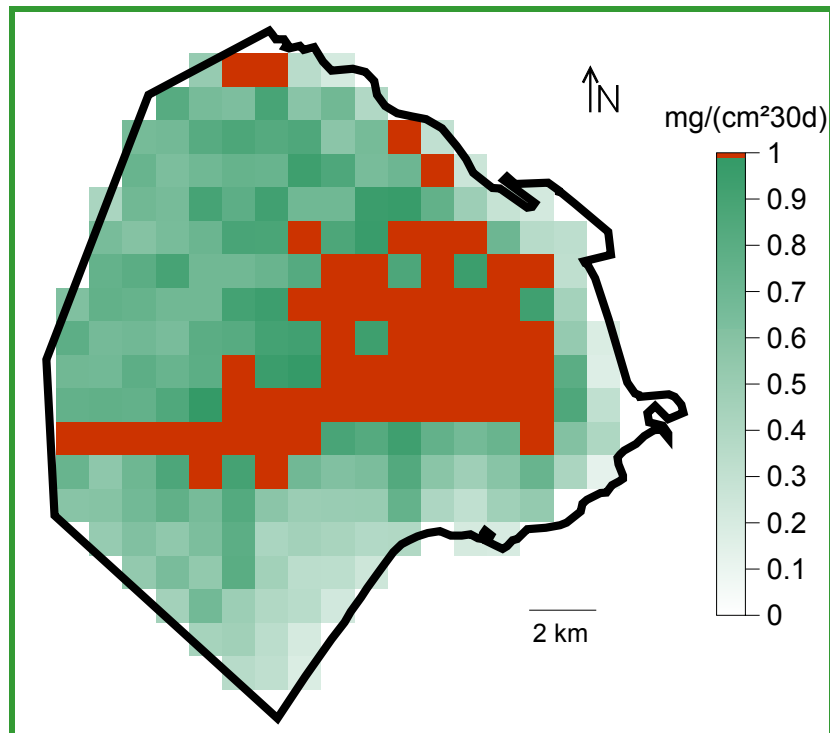
**Figura 9.4.** Distribución horizontal del depósito mensual de material particulado en la ciudad. Enero.



**Figura 9.5.** Distribución horizontal del deposito mensual de material particulado en la ciudad. Abril.



**Figura 9.6.** Distribución horizontal del deposito mensual de material particulado en la ciudad. Julio.

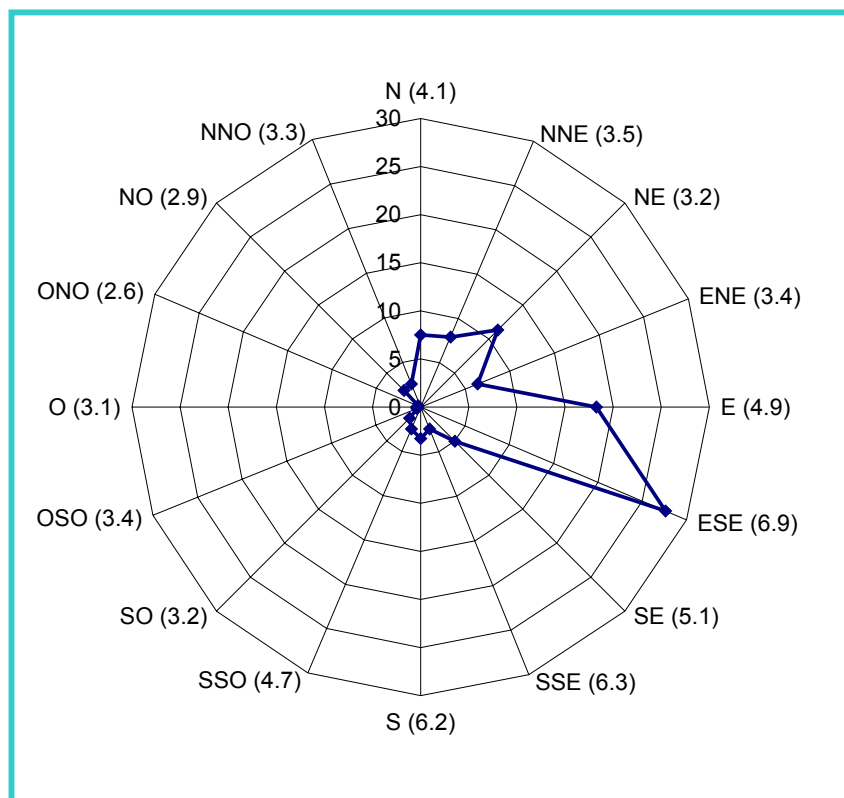


**Figura 9.7.** Distribución horizontal del depósito mensual de material particulado en la ciudad. Septiembre.

Se observa que el depósito mensual de material particulado en la Ciudad de Buenos Aires presenta una variación espacial en toda el área urbana, con características similares a la observadas en la distribución de la intensidad de emisión de material particulado. Generalmente, se identifican las zonas con mayor flujo de depósito asociado a las áreas de mayor emisión vehicular (ver Sección 8.2)

Los resultados obtenidos indican que existen zonas en la Ciudad de Buenos Aires donde el flujo mensual de depósito de material particulado puede superar el límite máximo admisible (LMA) de  $1 \text{ mg}/(\text{cm}^2 \text{ 30d})$  (Ley 1356, Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires). La extensión de esta zona varía entre aproximadamente  $50 \text{ km}^2$  en el mes de Julio (Figura 9.6) a  $60 \text{ km}^2$  en el mes de Enero (Figura 9.4).

De las Figuras 9.4 a 9.7 puede observarse que las zonas con valores más altos de flujo de depósito presentan variaciones de un mes a otro. Si bien la intensidad de la emisión de material particulado es un factor de gran influencia sobre el flujo de depósito (a través de la concentración de contaminantes en el aire), como puede verse en las zonas de Plaza Constitución, Plaza Miserere y el microcentro, no es el único factor determinante. Por ejemplo, fuera de las áreas mencionadas las zonas con flujo de depósito alto obtenidas para Enero (Figura 9.4) y para Julio (Figura 9.6) presentan gran variación. Estas características podrían ser consecuencia de la distribución del viento horario observado en ambos meses. La rosa de vientos para el mes de Enero (Figura 9.8) muestra una alta frecuencia de ocurrencia de vientos del sector ESE, que incluye la incidencia de la circulación local debido a la brisa con vientos desde el río hacia la ciudad.

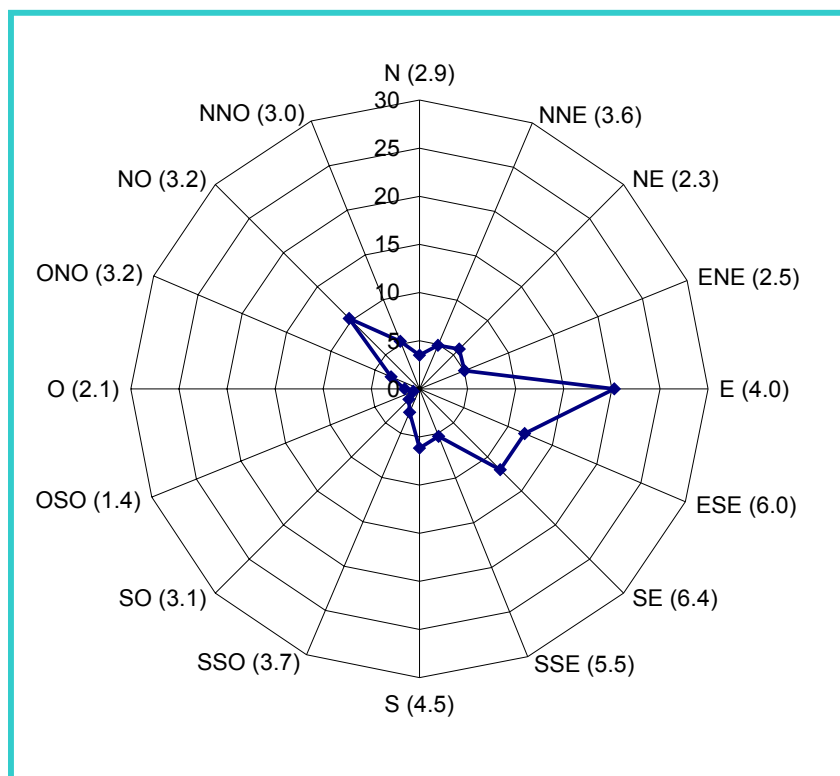


**Figura 9.8.** Rosa de viento. Mes de Enero. (el número entre paréntesis indica la intensidad media en m/s).

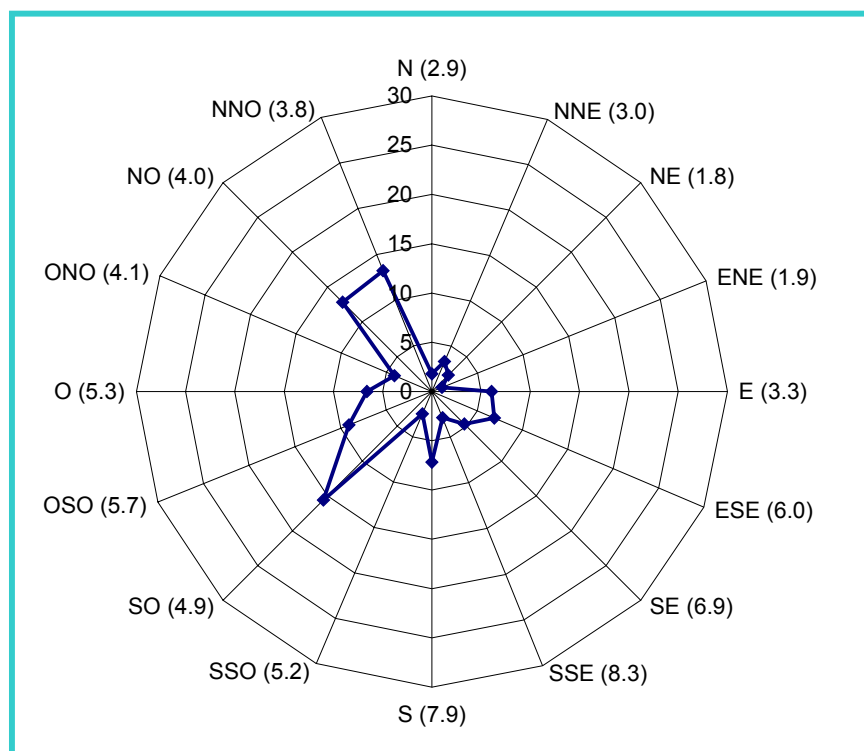


Estos vientos llevaron con mayor frecuencia los contaminantes hacia zonas ubicadas en el NO de la ciudad, incrementando la concentración de material particulado en ese área y por consiguiente aumentando la intensidad del flujo de depósito.

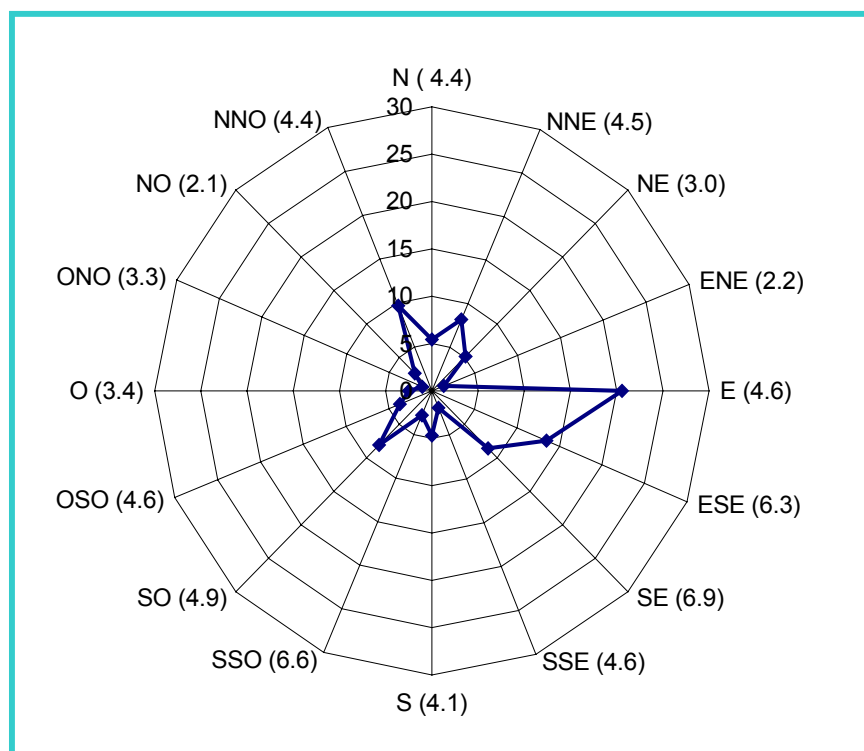
Por otra parte, durante el mes de Julio, la rosa de vientos (Figura 9.10) muestra más casos de los sectores SO y NO, “llevando” los contaminantes emitidos en la ciudad hacia el río o hacia el SE, lo que permite explicar la “disminución” de la intensidad del flujo de depósito que se obtuvo en el sector NO de la ciudad durante este mes. Por otro lado, si se comparan las rosas de viento de los meses de Abril (Figura 9.9) y Septiembre (Figura 9.11) no presentan grandes diferencias y las distribuciones espaciales del depósito mensual de material particulado para estos meses son similares.



**Figura 9.9.** Rosa de viento. Mes de Abril. (el número entre paréntesis indica la intensidad media en m/s).



**Figura 9.10.** Rosa de viento. Mes de Julio. (el número entre paréntesis indica la intensidad media en m/s).



**Figura 9.11.** Rosa de viento. Mes de Septiembre. (el número entre paréntesis indica la intensidad media en m/s).

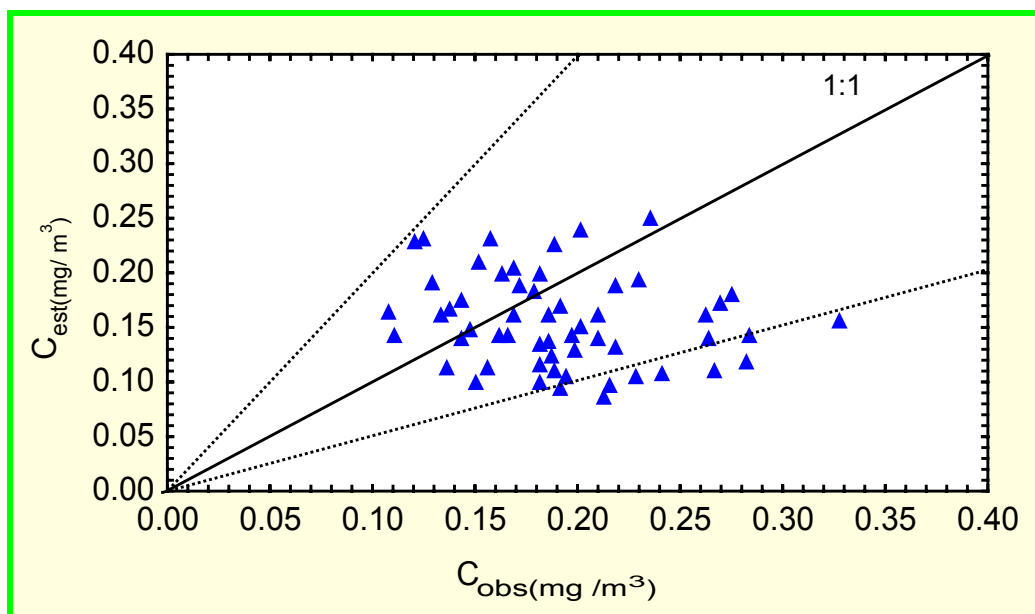
## **10. CONCENTRACIÓN DE MATERIAL PARTICULADO TOTAL EN SUSPENSIÓN EN EL AIRE DE LA CIUDAD DE BUENOS AIRES**

### ***10.1 Comparación de las concentraciones de material particulado total en suspensión estimadas por el modelo DAUMOD-D con valores observados.***

Los valores de concentración de material particulado total en suspensión estimados por el modelo de dispersión atmosférica DAUMOD-D fueron comparados con las observaciones realizadas por el Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires en Las Heras y Ocampo para el período 1994-2001 (GCBA, 2001).

Para ello, se consideraron las emisiones de material particulado total a la atmósfera de la Ciudad de Buenos Aires presentadas en la Sección 8.2. Considerando que las Centrales Térmicas contribuyen sólo con el 2% de la emisión total de material particulado, su aporte a la calidad del aire no será significativo, por lo que se consideraron como emisiones principales a las fuentes areales. Se utilizó la información meteorológica de superficie horaria registrada en la Estación Meteorológica Aeroparque Aero perteneciente al Servicio Meteorológico Nacional, y se aplicó el modelo en forma horaria, considerando una resolución espacial de 1 km x 1 km sobre toda la ciudad.

El diagrama de dispersión de los valores de las concentraciones de fondo de material particulado total en suspensión medias mensuales, estimadas y observadas, se presenta en la Figura 10.1 (Venegas y Martín, 2004). Se observa que los valores estimados son del mismo orden de magnitud que los observados. El rango de las concentraciones mensuales estimadas fue (0.087-0.250) mg/m<sup>3</sup> y el de las observadas fue (0.108-0.328) mg/m<sup>3</sup>.



**Figura 10.1.** Diagrama de dispersión de los valores de concentración ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) de material particulado total en suspensión observados y estimados por el modelo de dispersión – depósito (DAUMOD–D) (las líneas punteadas indican un factor 2).

Una evaluación objetiva de la comparación entre las estimaciones y los valores observados se realizó calculando los parámetros estadísticos (Hanna y otros, 1991; Olesen, 1995), que se incluyen en la Tabla 10.I, junto con los valores medios y las desviaciones estándares ( $\sigma$ ) de las concentraciones observadas y estimadas (la definición de los parámetros estadísticos se encuentra en el ANEXO 3).

**Tabla 10.I.** Parámetros estadísticos obtenidos para la comparación entre los valores estimados y observados de la concentración de material particulado total en suspensión ( $n = 63$  casos) ( $\sigma$ : desvío estándar, nmse: error cuadrático medio normalizado, fa2: fracción de valores dentro de un factor 2, fb: error fraccional, fs: varianza fraccional).

Valor	promedio ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )	$\sigma$ ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )	desvío ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )	nmse	fa2	fb	fs
Observados	0.189	0.046	-----	-----	-----	-----	-----
DAUMOD-D	0.153	0.043	0.037	0.20	0.87	0.215	0.077

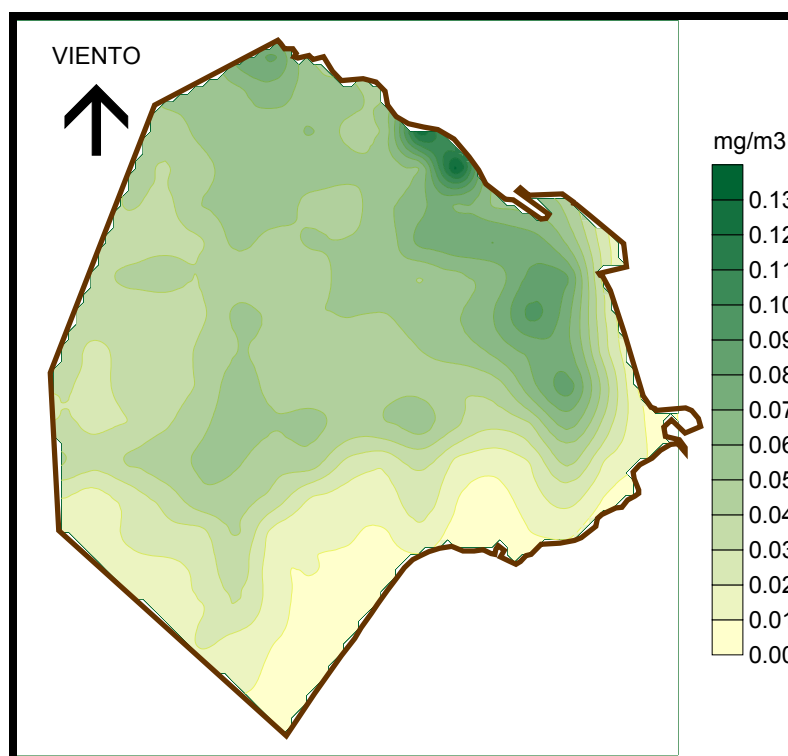
Los resultados muestran una concordancia aceptable entre los valores de las concentraciones de material particulado total en suspensión estimadas y las observadas. El promedio de la concentración media mensual estimada es de  $0.153 \text{ mg/m}^3$  y el de la observada es  $0.189 \text{ mg/m}^3$ . El error cuadrático medio normalizado es del 20%, el error fraccional medio es 21.5%, la varianza fraccional es muy baja 0.077 y el 87% de las estimaciones se encuentran dentro de un factor 2. Estos resultados revelan que en general, las estimaciones son levemente inferiores que los valores observados, como lo indican los valores medios. Este resultado puede deberse a que no se han considerado los aportes de las emisiones naturales de material particulado total (por ejemplo, resuspensión del polvo por efecto del viento, pólenes, conversión de gases en partículas, etc). De esta evaluación, se puede concluir que la aplicación del modelo de dispersión atmosférica DAUMOD-D a las emisiones de material particulado en la ciudad permite obtener resultados satisfactorios de la concentración de material particulado total en suspensión en Buenos Aires.

## ***10.2 Estimación de la concentración de material particulado total en suspensión en Buenos Aires.***

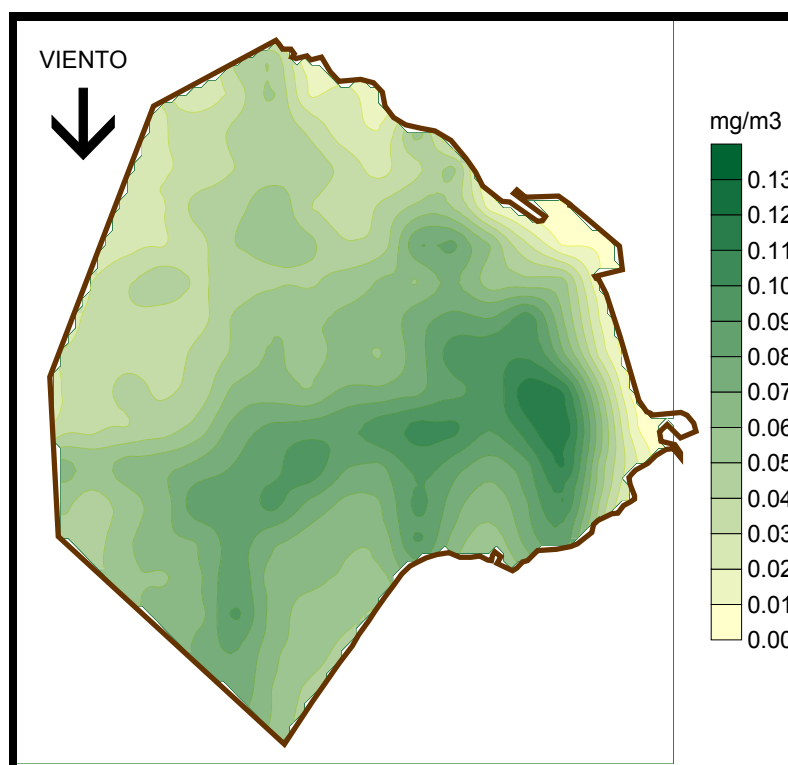
Utilizando un año (2000) de información meteorológica horaria registrada en la Estación Aeroparque Aero (Servicio Meteorológico Nacional), se estimaron las distribuciones espaciales de la concentración de fondo de material particulado total en suspensión, para diferentes tiempos de promedio, en el área urbana de la Ciudad de Buenos Aires (Venegas y Martín, 2004).

### 10.2.1. Concentración media horaria

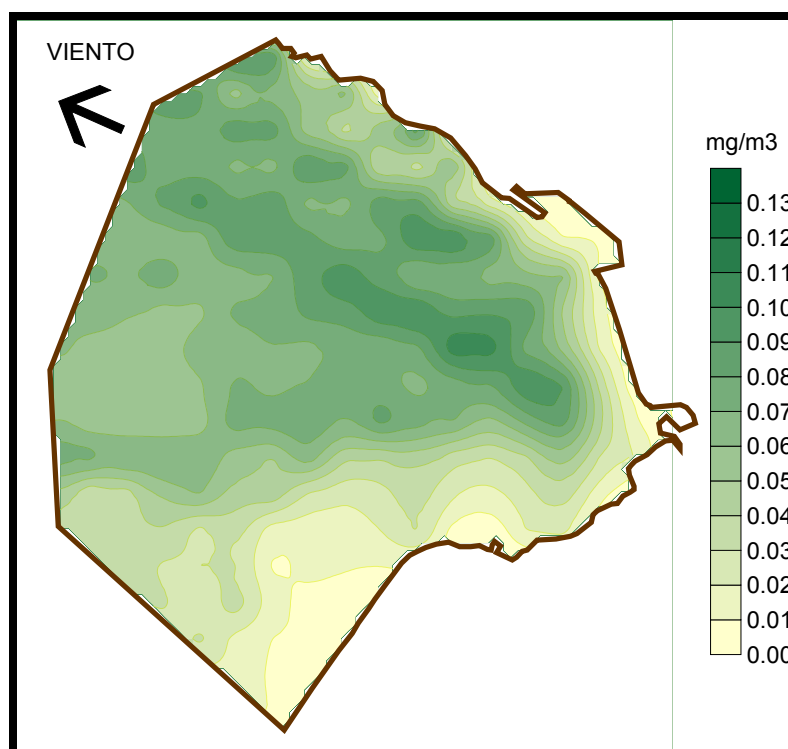
A modo de ejemplificar los resultados horarios obtenidos de la ejecución del modelo DAUMOD-D se presentan las distribuciones espaciales de la concentración de fondo horaria de material particulado en suspensión en la Ciudad de Buenos Aires, correspondientes a cuatro condiciones atmosféricas diferentes (Figuras 10.2 a 10.5). La Figura 10.2 muestra los resultados obtenidos a las 19:00 hs con viento Sur a 8 m/s, la Figura 10.3 corresponde a las 09:00 hs, con viento Norte a 6 m/s; la Figura 10.4 a las 16:00 hs con viento Este-Sudeste a 5 m/s y los resultados presentados en la Figura 10.5 se obtuvieron para las 15:00 hs con viento Oeste-Noroeste a 4 m/s.



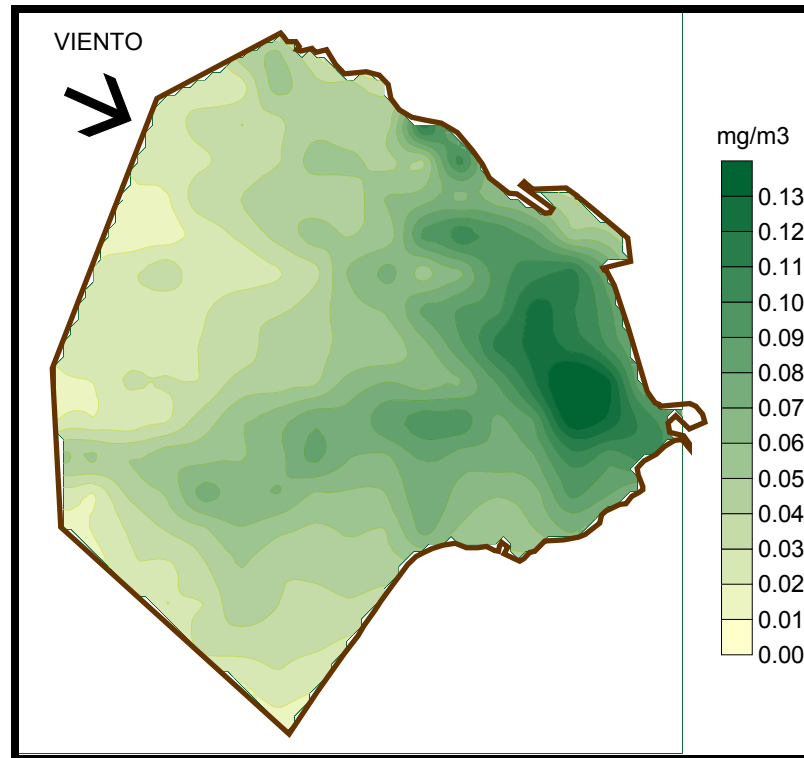
**Figura 10.2.** Concentración media horaria de material particulado total en suspensión (11-Mayo, 19hs, viento Sur a 8m/s).



**Figura 10.3.** Concentración media horaria de material particulado total en suspensión (16-Mayo, 09hs, viento Norte a 6m/s).



**Figura 10.4.** Concentración media horaria de material particulado total en suspensión. (27-Septiembre, 16hs, viento Este-Sudeste a 5m/s).



**Figura 10.5.** Concentración media horaria de material particulado total en suspensión. (05-Junio, 15hs, viento Oeste-Noroeste a 4m/s).

Si bien la variación en las horas consideradas implica una diferencia en la distribución de las intensidades de emisión en el área, puede observarse que los resultados obtenidos con el DAUMOD-D son sensibles a las variaciones en la intensidad y dirección del viento. Los valores de la concentración se incrementan con la disminución de la intensidad del viento considerado en el área. Esto se observa en el valor máximo alcanzado en la ciudad ( $\sim 0.14 \text{ mg/m}^3$ ) obtenido en la zona de Constitución con viento ONO de 4 m/s (Figura 10.5), respecto del valor máximo obtenido cuando el viento es mayor. Asimismo, las zonas de la ciudad donde se presentan las concentraciones más elevadas varían con la dirección del viento. Por ejemplo, se observa que en la zona que se extiende desde Constitución a Retiro, donde existe una alta densidad de población y actividad vehicular, las concentraciones tienden a aumentar cuando el viento es del ONO

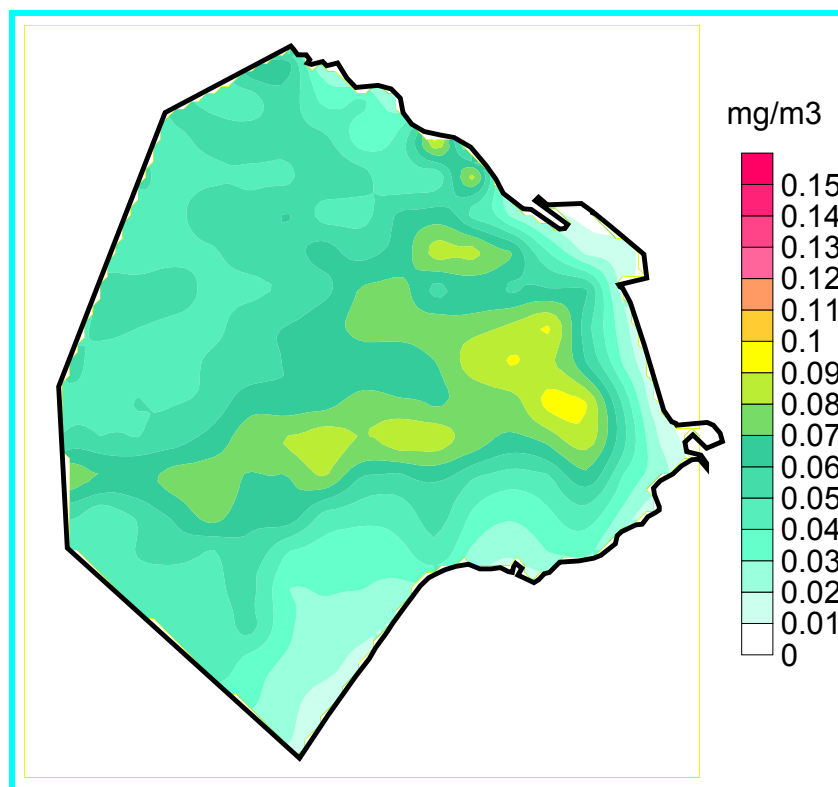


(Figura 10.5) y disminuyen con viento del sector ESE (Figura 10.4). La influencia de las emisiones provenientes del despegue y aterrizaje de aviones en el Aeroparque Jorge Newbery es más notoria con vientos del Sur o del Oeste-Noroeste (Figuras 10.2 y 10.4). En la zona sur de la ciudad, la concentración de material particulado (proveniente principalmente de las emisiones generadas en la ciudad) se incrementa con vientos del Norte (Figura 10.3) y del ONO (Figura 10.5).

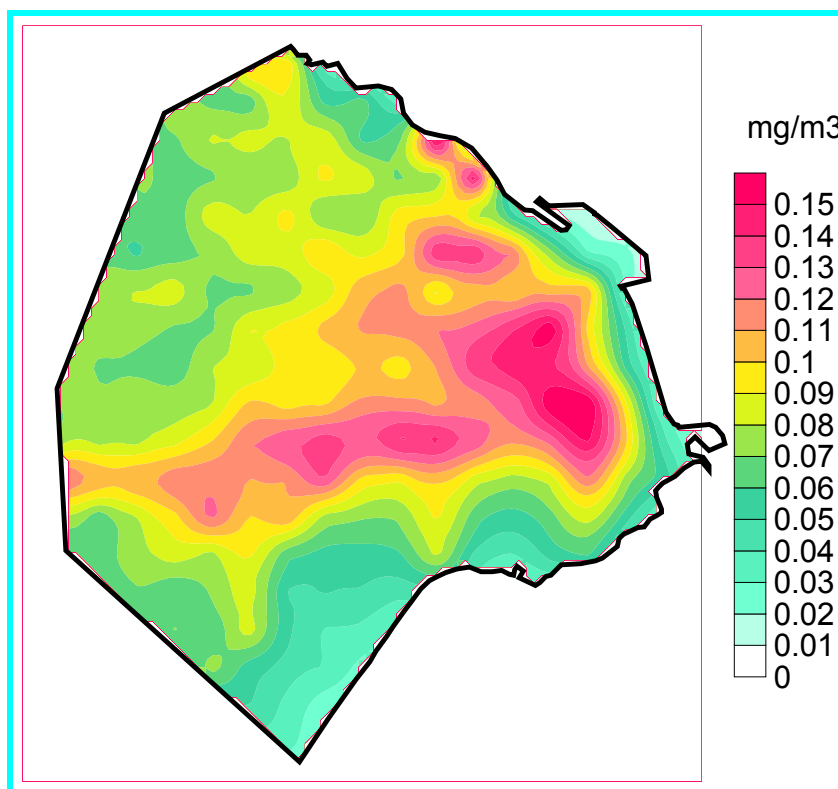
De acuerdo con los resultados obtenidos, se observa que la distribución espacial de la concentración media horaria de fondo de material particulado no es homogénea en el área urbana.

#### ***10.2.2. Concentraciones medias mensuales***

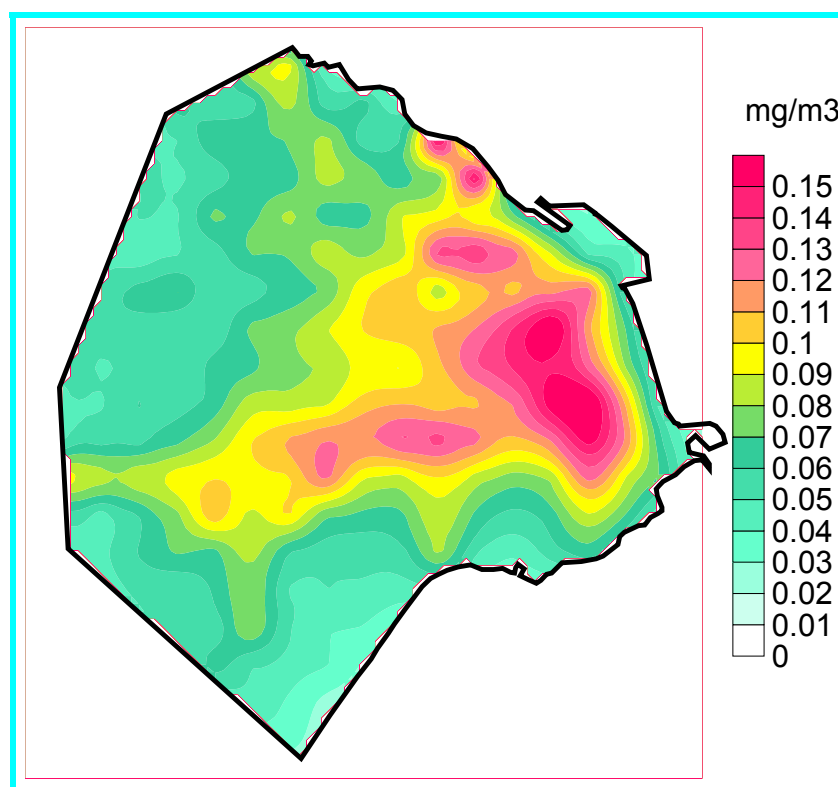
Las distribuciones espaciales de la concentración de fondo media mensual de material particulado en suspensión en la Ciudad de Buenos Aires, fueron obtenidas a partir de los valores de concentración horaria. Para ilustrar la variación temporal de la distribución espacial de la concentración de fondo mensual de material particulado en suspensión en la ciudad, se presentan las distribuciones correspondientes a los meses de Enero (Figura 10.6), Abril (Figura 10.7), Julio (Figura 10.8) y Septiembre (Figura 10.9). Se observa, que la concentración de fondo mensual de material particulado total en suspensión en aire en la Ciudad de Buenos Aires también presenta una apreciable variación espacial. En general, la "forma" que presentan las distribuciones medias mensuales de material particulado surge como consecuencia de la distribución de frecuencias de ocurrencia de las direcciones del viento. Esto puede observarse teniendo en cuenta las rosas de viento presentadas en las Figuras 9.8 a 9.11.



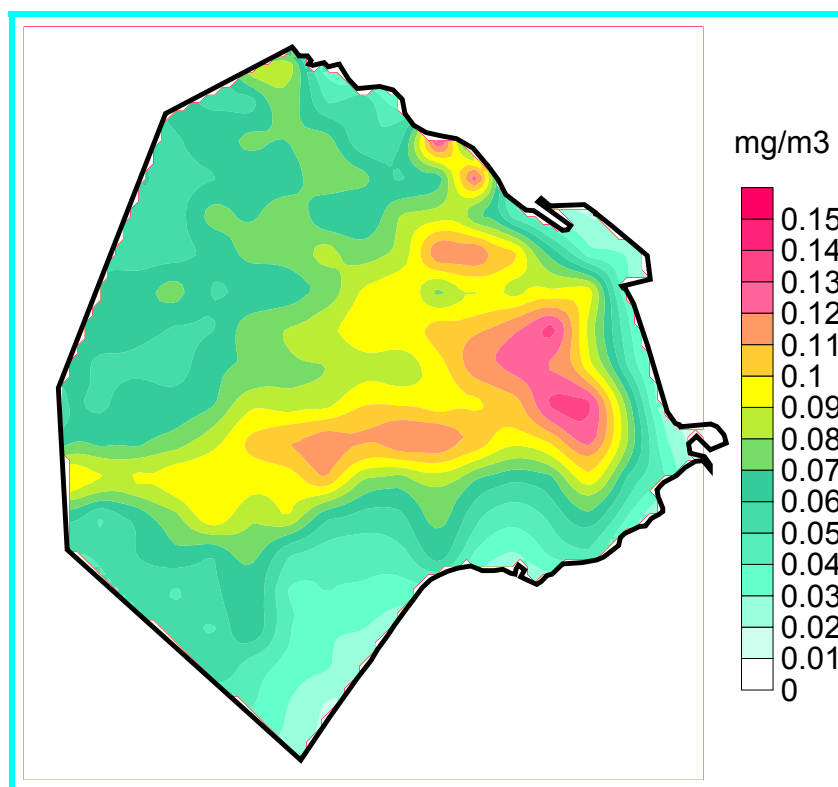
**Figura 10.6.** Distribución espacial de la concentración de fondo de material particulado en suspensión para el mes de Enero.



**Figura 10.7.** Distribución espacial de la concentración de fondo de material particulado en suspensión para el mes de Abril.



**Figura 10.8.** Distribución espacial de la concentración de fondo de material particulado en suspensión para el mes de Julio.



**Figura 10.9.** Distribución espacial de la concentración de fondo de material particulado en suspensión para el mes de Septiembre.

El número de horas con condiciones atmosféricas inestables es mayor durante los días estivales, incrementando la capacidad de dilución atmosférica durante este período, en comparación con lo que ocurre durante el resto del año. Como consecuencia de esto, los valores medios mensuales de la concentración obtenidos para el mes de Enero (Figura 10.6) resultan, en general, inferiores a los obtenidos para los meses restantes (Abril (Figura 10.7)), Julio (Figura 10.8) y Septiembre (Figura 10.9)).

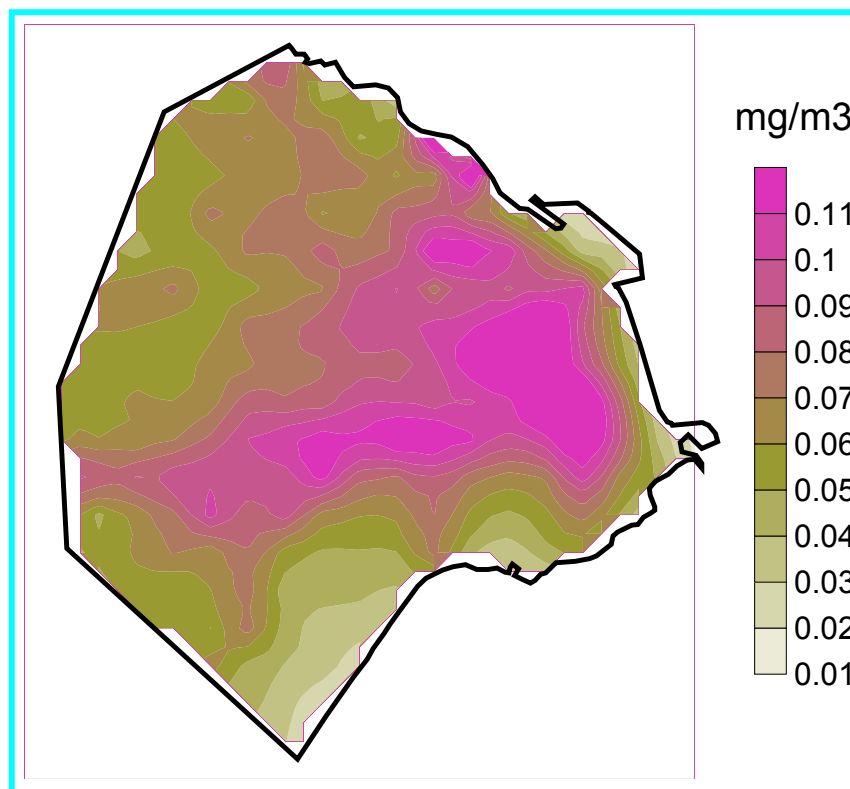
El mayor valor de la concentración mensual de material particulado obtenido para Enero (Figura 10.6) llega a aproximadamente  $0.100\text{mg/m}^3$ , mientras que el mayor para el mes de Julio (Figura 10.8) supera los  $0.150\text{mg/m}^3$ .

Por otra parte, puede observarse que las distribuciones espaciales de la concentración mensual de material particulado presentan características similares a las de la distribución espacial de las emisiones de partículas en la ciudad, coincidiendo, generalmente, las zonas de mayor concentración con las de mayor emisión.

### **10.2.3 Concentración media anual**

A partir de los resultados horarios se estimó la distribución espacial del valor medio anual de la concentración de fondo en la ciudad. Los resultados obtenidos se presentan en la Figura 10.10. Se observa una marcada variación espacial de la concentración media anual de material particulado en la ciudad, vinculada principalmente con la distribución espacial de las emisiones vehiculares de material particulado. El valor medio anual de la concentración puede superar los  $0.10\text{ mg/m}^3$  en una zona que se extiende entre los barrios de Constitución -

Retiro y se prolonga hacia Palermo, y a lo largo de la Autopista 25 de Mayo y de la Avenida Rivadavia. La zona Sur y los barrios de Villa Devoto, Villa Pueyrredón y Villa Urquiza presentan los valores más bajos de concentración anual de material particulado en suspensión, con valores cercanos a  $0.05 \text{ mg/m}^3$ .



**Figura 10.10.** Distribución espacial de la concentración de fondo media anual de material particulado en suspensión.

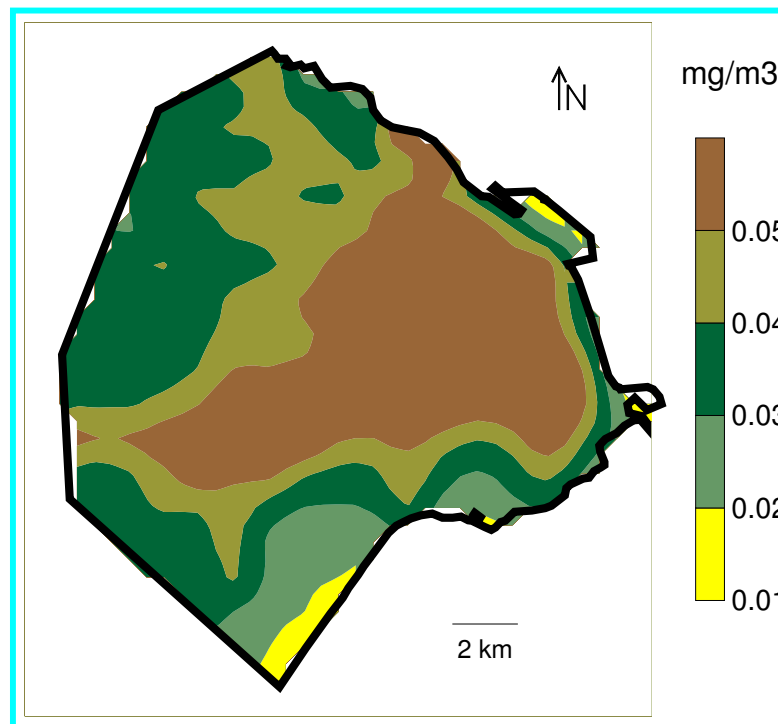
## **11. CONCENTRACIONES DE FONDO DE MATERIAL PARTICULADO $PM_{10}$ EN LA CIUDAD DE BUENOS AIRES**

La nueva legislación de calidad atmosférica para la Ciudad de Buenos Aires (Ley 1356, Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires) incluye estándares de calidad de aire ambiente para el material particulado  $PM_{10}$ , para los tiempos de promedio anual y 24 horas. Considerando la relación másica entre las concentraciones de  $PM_{10}$  y de material particulado total en suspensión obtenida por Bogo y otros (2003) a partir de observaciones realizadas en la Ciudad de Buenos Aires, se estimaron las concentraciones de  $PM_{10}$  a partir de los resultados de material particulado total en suspensión obtenidos de la aplicación del modelo DAUMOD-D (Martin y Venegas, 2005).

### ***11.1 Concentración media anual***

A partir de los resultados horarios se estimó el valor medio anual de la concentración de fondo de  $PM_{10}$  en cada retículo en que se dividió el área de la ciudad. En la Figura 11.1, se presenta la distribución espacial de la concentración media anual de fondo de material particulado  $PM_{10}$  en la Ciudad de Buenos Aires. Se observa que en un área de aproximadamente  $63 \text{ km}^2$ , que abarca el microcentro, desde Constitución hasta Retiro y se extiende hacia el Noroeste hasta Palermo, hacia el Oeste hasta Caballito y hacia el Sudoeste en una franja que rodea a la Autopista 25 de Mayo, el valor medio anual de la concentración de  $PM_{10}$  es superior al correspondiente límite máximo admisible ( $LMA=0.05 \text{ mg/m}^3$ ) (Ley 1356, Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires). Los mayores valores se

presentan en los barrios de Constitución y Retiro, y los menores en el sur de la ciudad.



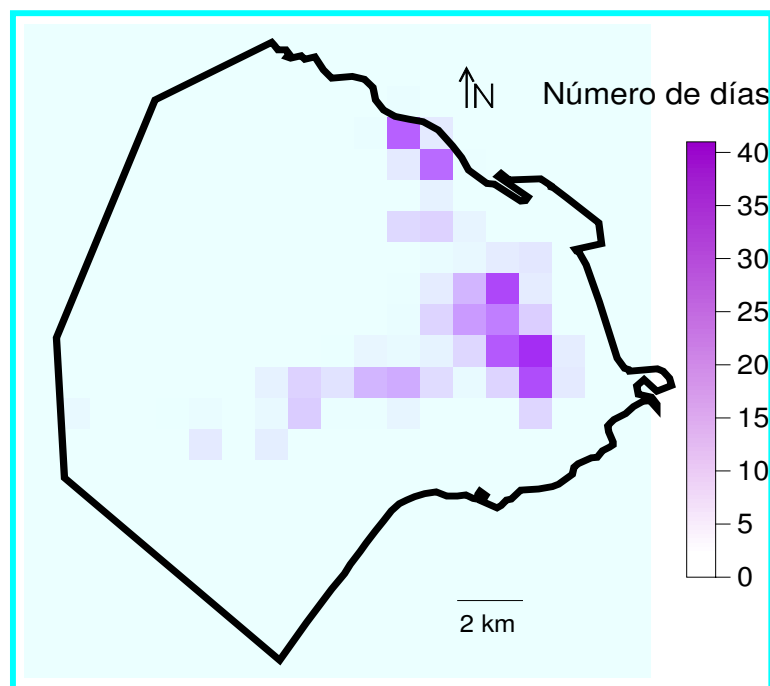
**Figura 11.1.** Distribución espacial de la concentración media anual de fondo de material particulado  $PM_{10}$ .

### **11.2 Concentraciones medias diarias**

La ocurrencia de valores de concentración media diaria de  $PM_{10}$  superiores al estándar de calidad del aire es un problema ambiental que se presenta en los grandes centros urbanos. De acuerdo con Borthagaray y Fernández Prini (2001), estas situaciones se han presentado en la Ciudad de Buenos Aires.

A partir de las estimaciones de las concentraciones horarias se obtuvieron los valores medios diarios de la concentración de fondo de  $PM_{10}$  en la Ciudad de Buenos Aires. El análisis de las concentraciones medias diarias ( $C_{24h}$ ) estimadas para todo un año permite obtener para cada retículo, el número de días al año con

concentración media diaria de  $PM_{10}$  superior al valor límite máximo admisible ( $0.15\text{mg}/\text{m}^3$ ) (Ley 1356, Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires). Los resultados obtenidos se presentan en la Figura 11.2. Se observa que el mayor número de días con  $C_{24h} > 0.15 \text{ mg}/\text{m}^3$  se presentó en la zona de Constitución, con 41 casos. Asimismo, el área de la ciudad donde al menos una vez al año la  $C_{24h} > 0.15 \text{ mg}/\text{m}^3$  representa el 20 % de la superficie total de la Ciudad de Buenos Aires.

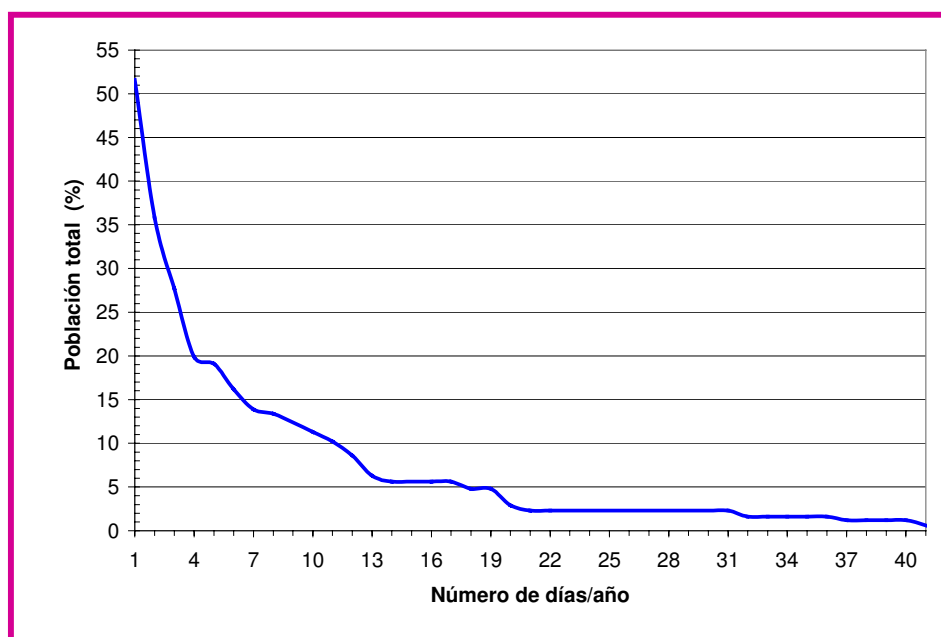


**Figura 11.2.** Distribución espacial de días al año con concentraciones medias diarias de  $PM_{10}$  superiores a  $0.15 \text{ mg}/\text{m}^3$ .



### **11.3 Análisis de la exposición de la población de la Ciudad de Buenos Aires a las concentraciones de $PM_{10}$**

De acuerdo con los resultados presentados y reconociendo la vinculación existente entre los valores altos de concentración de material particulado  $PM_{10}$  en aire y los efectos adversos sobre la salud, se estimó la población de la ciudad que puede estar expuesta a situaciones de riesgo, dadas por  $C_{24h} > 0.15 \text{ mg/m}^3$  (Martin y Venegas, 2005). Para ello, se analizaron en forma conjunta los valores de la concentración media diaria de  $PM_{10}$  estimados y la información de la distribución de la población en la ciudad obtenida a partir del último Censo de Población (GCBA, 2001). Los resultados obtenidos se presentan en la Figura 11.3.

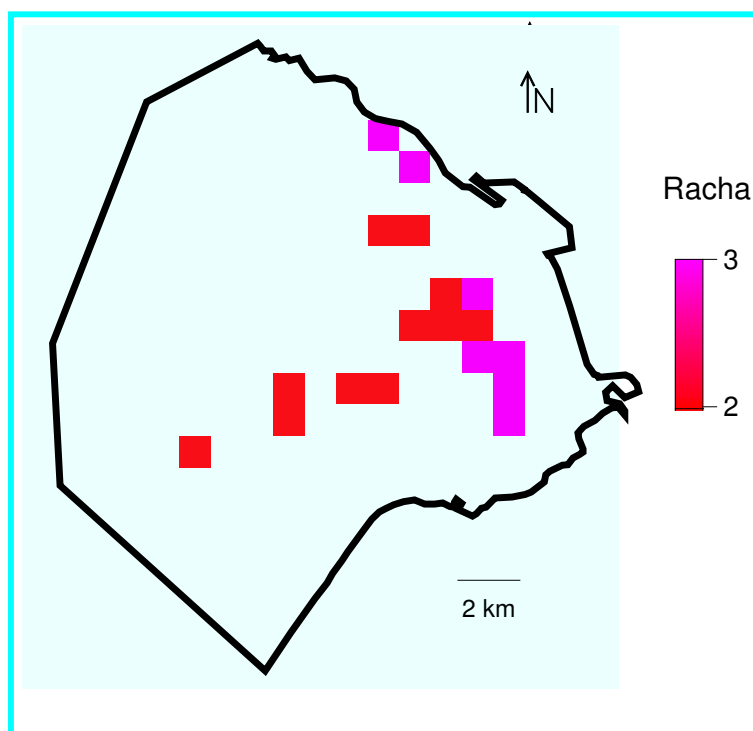


**Figura 11.3.** Porcentaje de la población total expuesta a  $C_{24h} > LMA$  en función del número de días al año.

La Figura 11.3 presenta el porcentaje de la población total de la Ciudad de Buenos Aires, expuesta a condiciones de  $C_{24h} > LMA$ , durante diferente número

de días/ año. Se observa que el 51.6 % de la población total puede estar expuesta a  $C_{24h} > 0.15 \text{ mg/m}^3$  al menos 1 día/año, el 10% al menos 11 días/año y el 1 % de la población total estaría expuesta durante 41 días/ año.

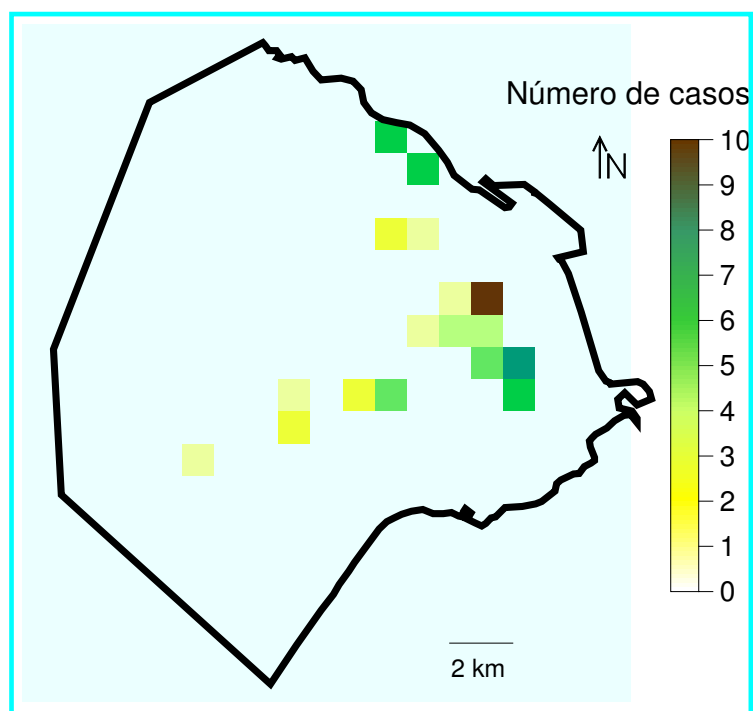
Asimismo, teniendo en cuenta los efectos adversos sobre la salud que pueden originarse en personas sometidas a valores altos de concentración de contaminantes del aire durante un período extendido, se estimó la ocurrencia de situaciones de días consecutivos (rachas) con concentración media diaria de material particulado  $PM_{10}$  superior a  $0.15 \text{ mg/m}^3$ . En la Figura 11.4 se presenta la distribución espacial de las rachas más largas encontradas en cada retículo.



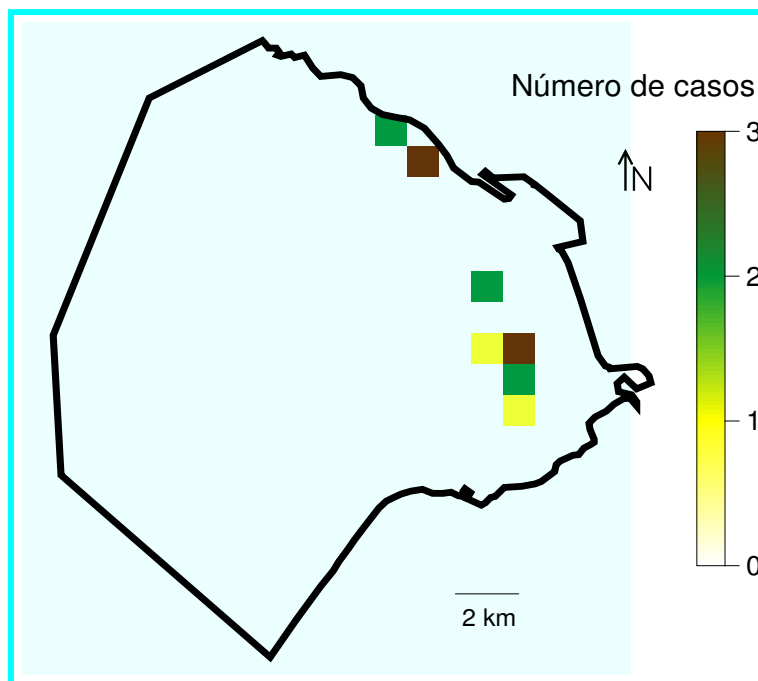
**Figura 11.4.** Distribución espacial de las rachas más largas de concentración diaria de  $PM_{10} > 0.15 \text{ mg/m}^3$ .

Se observa que las rachas más largas duraron 3 días y se presentaron en los barrios de Constitución, Monserrat, Balvanera y en los alrededores del

Aeroparque Jorge Newbery. En las Figuras 11.5 y 11.6 se presenta la distribución espacial de frecuencias de ocurrencia de rachas de 2 y 3 días, respectivamente.



**Figura 11.5.** Distribución espacial de frecuencias de ocurrencia de rachas de 2 días con concentraciones diarias de  $PM_{10} > 0.15 \text{ mg/m}^3$ .



**Figura 11.6.** Distribución espacial de frecuencias de ocurrencia de rachas de 3 días con concentraciones diarias de  $PM_{10} > 0.15 \text{ mg/m}^3$ .

En la Figura 11.5, se observa que el mayor número de veces en el año en que la concentración media diaria de  $PM_{10}$  puede superar  $0.15 \text{ mg/m}^3$  durante 2 días consecutivos es de 10 veces y se presenta en la zona de Barrio Norte. En la zona del Aeroparque Jorge Newbery y en los barrios de Balvanera, San Nicolás y Constitución se obtuvieron estas rachas durante 6 veces en el año. Por último, en la zona cercana a la Autopista 25 de Mayo, rachas de 2 días consecutivos con concentraciones  $C_{24h} > 0.15 \text{ mg/m}^3$  pueden presentarse 1 vez al año.

El análisis de las rachas de 3 días de duración (Figura 11.6), indica que éstas pueden presentarse durante 3 oportunidades en el año, situación que se encontró en el barrio de Monserrat y en el Aeroparque Jorge Newbery. En los barrios de Constitución y Retiro hubo dos rachas de 3 días, mientras que en Barracas y Balvanera una.

Considerando que los grupos conformados por los niños (menores de 14 años) y los adultos mayores de 65 años constituyen gran parte de la población más sensible a los problemas de la contaminación atmosférica, en la Tabla 11.I se presenta el porcentaje de estos grupos etáreos, que podrían estar expuestos a  $C_{24h} > \text{LMA}$  de acuerdo con el número de ocurrencia de rachas de 2 y 3 días. Puede observarse que el 0.6 % de la población de niños y el 0.7 % de los adultos (mayores de 65 años) estarían expuestos 3 veces en el año a rachas de 3 días, con  $C_{24h} > \text{LMA}$ . Asimismo, el 0.4 % de los niños y el 0.6 % de los adultos podrían estar expuestos a  $C_{24h} > 0.15 \text{ mg/m}^3$  durante rachas de 2 días, 10 veces al año.

**Tabla 11.I.** Porcentaje (%) de niños (menores de 14 años) y adultos (mayores de 65 años) expuestos a  $C_{24\text{ h}} > \text{LMA}$  de acuerdo con el número de ocurrencia de rachas de 2 y 3 días de duración.

Número de casos	Niños (menores de 14 años)		Adultos (mayores de 65 años)	
	Duración de la racha		Duración de la racha	
	2 días	3 días	2 días	3 días
1	4.5	1.2	4.9	1.1
2	2.1	0.9	2.2	1.0
3	0.0	0.6	0.0	0.7
4	1.6	0.0	1.9	0.0
5	1.4	0.0	1.5	0.0
6	0.4	0.0	0.4	0.0
7	0.0	0.0	0.0	0.0
8	0.6	0.0	0.7	0.0
9	0.0	0.0	0.0	0.0
10	0.4	0.0	0.6	0.0

## **12. CONTRIBUCIÓN RELATIVA DE LAS FUENTES DE MATERIAL PARTICULADO LOCALIZADAS EN LA CIUDAD DE BUENOS AIRES A LA CONCENTRACIÓN DE MATERIAL PARTICULADO EN EL AIRE DE LA CIUDAD.**

### **12.1 Generalidades**

En la Sección 8.2 se presentó una estimación del aporte relativo porcentual que las principales fuentes de material particulado localizadas en la Ciudad de Buenos Aires, tienen a la emisión total anual de partículas en el área urbana. De acuerdo con estos valores, las fuentes móviles (vehículos y transporte de pasajeros) constituyen los principales emisores de partículas en la ciudad y por lo tanto, es esperable que sean estas fuentes las que realicen el mayor aporte relativo a la concentración de material particulado en el aire. Sin embargo, la variación espacial de las emisiones de material particulado en la ciudad y las variaciones que presentan las distribuciones espaciales de las concentraciones estimadas de material particulado en el área, permiten suponer que los aportes relativos de las fuentes de emisión a la concentración en aire pueden variar de un lugar a otro.

Por lo tanto, se analiza la contribución relativa de las diferentes fuentes de emisión a la concentración estimada de material particulado en algunos puntos de la ciudad. Para ello, se estiman las concentraciones de material particulado debidas a las emisiones provenientes de cada una de las clases de fuentes consideradas: vehículos (automóviles particulares, camiones y camionetas), transporte público de pasajeros, combustión residencial, comercial y de pequeñas

industrias, operación de los aviones en el Aeroparque Jorge Newbery y las Centrales Térmicas de Generación de Electricidad.

De acuerdo con lo descrito en la Sección 8.2, las fuentes fueron agrupadas en areales (vehículos, transporte público de pasajeros, combustión residencial, comercial y de pequeñas industrias y operación de los aviones en el Aeroparque Jorge Newbery) y puntuales (chimeneas de las Centrales Termoeléctricas). Las concentraciones de material particulado en aire debidas a las emisiones provenientes de las fuentes areales, se estimaron aplicando el modelo DAUMOD-D (Sección 7) y las debidas a las emisiones de las fuentes puntuales se obtuvieron aplicando el modelo Industrial Source Complex Model – Short Time 3 (ISCST3) (U.S.EPA, 1995).

### ***12.2 Breve descripción del modelo para fuentes puntuales ISCST3***

El modelo de dispersión atmosférica Industrial Source Complex Model – Short Time 3 (ISCST3) (U.S.EPA, 1995) es un modelo estacionario basado en la ecuación bi-gaussiana de dispersión de los contaminantes en aire. Este modelo, recomendado por la Agencia de Protección del Ambiente de los Estados Unidos de América, es ampliamente utilizado para estimar las concentraciones de contaminantes en aire debidas a las emisiones provenientes de un complejo industrial. El modelo ISCST3 se puede aplicar a diferentes tipos de fuentes de emisión de contaminantes continuas (fuentes puntuales, areales y de volumen), ubicadas en zonas rurales o urbanas, terrenos lisos o irregulares. Para su aplicación, este modelo requiere valores horarios de la dirección e intensidad del viento, la clase de estabilidad atmosférica, la temperatura del aire y la altura de la

capa de mezcla de la atmósfera. En el caso de su aplicación a las chimeneas de las Centrales Termoeléctricas, la información necesaria sobre las fuentes incluye la ubicación de las chimeneas, las intensidades de emisión, la altura y diámetro interior de cada chimenea, la temperatura de salida y velocidad de salida de los gases.

La expresión bi-gaussiana es la representación analítica de considerar que los contaminantes del aire transportados por el viento en la dirección x, se dispersan en las direcciones lateral (y) y vertical (z) en “forma gaussiana”. De esta forma, la expresión general del modelo de dispersión bi-gaussiano, que permite estimar la concentración (C) de contaminantes emitidos desde una fuente puntual de altura  $h_s$ , está dada por:

$$C(x,y,z) = \frac{Q}{2\pi u_s \sigma_y \sigma_z} \exp\left\{-\frac{1}{2}\left[\frac{y^2}{\sigma_y^2}\right]\right\} f(z) \quad (12.1)$$

con

$$f(z) = \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-h_e}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z+h_e}{\sigma_z}\right)^2\right] + \sum_{i=1}^{\infty} \left\{ \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{H_1}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{H_2}{\sigma_z}\right)^2\right] + \right. \\ \left. + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{H_3}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{H_4}{\sigma_z}\right)^2\right] \right\}$$

$$H_1 = z - (2iz_i - h_e); H_2 = z + (2iz_i - h_e); H_3 = z - (2iz_i + h_e); H_4 = z + (2iz_i + h_e),$$

donde el factor  $f(z)$  representa el efecto que la altura de la capa de mezcla ( $z_i$ ) tiene limitando la extensión vertical de la pluma de contaminantes,  $Q$  (g/s) es la intensidad de emisión de contaminantes;  $\sigma_y$  (m) y  $\sigma_z$  (m) son los coeficientes de dispersión en las direcciones lateral y vertical, respectivamente;  $u_s$  (m/s) es la velocidad del viento a la altura de emisión y  $h_e$  ( $= h_s + \Delta h$ ) es la altura “efectiva de



emisión” dada por la suma de la altura de la chimenea más la elevación adicional ( $\Delta h$ ) de los contaminantes generada por los efectos del empuje térmico e impulso de los gases a la salida de la chimenea. Los coeficientes  $\sigma_y$  y  $\sigma_z$  son funciones de la distancia ( $x$ ) a la fuente de emisión y de las condiciones de estabilidad de la atmósfera. El modelo ISCST3 incluye las expresiones de los coeficientes de dispersión,  $\sigma_y$  y  $\sigma_z$ , dadas por Turner (1970) para terreno rural, y las recomendadas por Briggs (Grifford, 1976) para zonas urbanas.

Este modelo también incluye el proceso de remoción seca de partículas utilizando la teoría de la resistencia para parametrizar la velocidad de depósito del material particulado dentro de la capa de superficie e incluye el término correspondiente a la velocidad de sedimentación por efecto gravitatorio (U.S.EPA, 1994).

El modelo estima la concentración horaria de contaminantes en cada receptor como la suma de las concentraciones horarias calculadas en el receptor y debidas a cada una de las chimeneas.

Una descripción más completa del modelo y de la evaluación de sus resultados puede obtenerse en U.S.EPA (1995) y Yegnan y otros (2002).

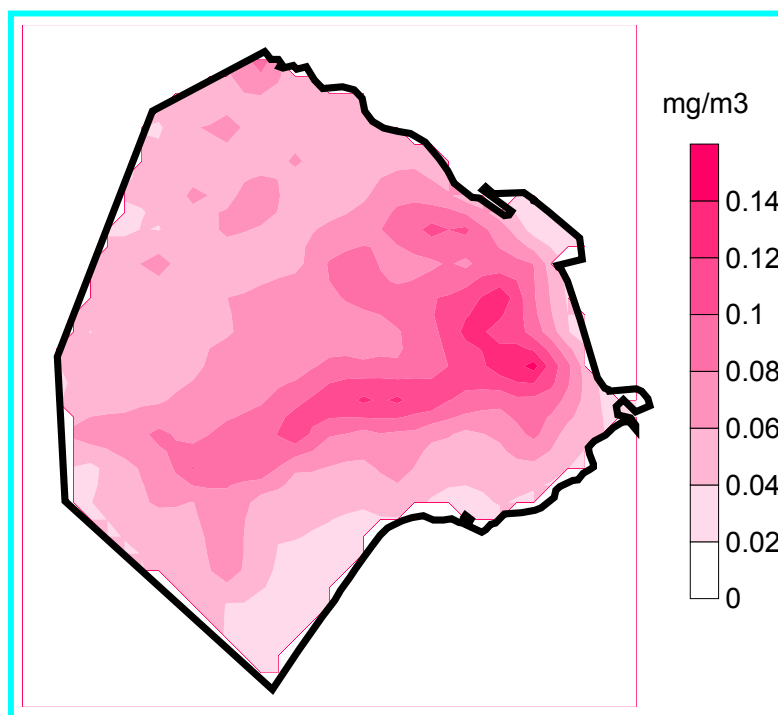
El modelo ISCST3 (versión 2002) fue aplicado a las emisiones generadas en las chimeneas de las tres Centrales Térmicas Generadoras de Electricidad. Para el cálculo de la concentración de material particulado en aire a nivel del suelo en la ciudad se consideró una resolución espacial de 100m de lado y la distribución de tamaño de partículas en el fuel-oil, sugerida por el Ente Regulador de la Electricidad (ENRE, 1997).

### **12.3 Resultados obtenidos**

Se presentan las concentraciones de material particulado total en aire debidas a las diferentes fuentes areales (estimadas por el modelo DAUMOD-D) y las debidas a las emisiones de las Centrales Termoeléctricas (estimadas por el modelo ISCST3), obtenidas para el mes de Agosto de 2000. Las Centrales Térmicas consumen gas natural la mayor parte del año, excepto durante algunos días en invierno en los que consumen fuel-oil y gas-oil. Es principalmente durante este período, en el que las Centrales Térmicas emiten material particulado, ya que cuando consumen gas natural como combustible, la emisión de material particulado es prácticamente despreciable. Por lo tanto, para evaluar el aporte “más significativo” de las emisiones de las Centrales Térmicas a la concentración de material particulado en aire, se consideró que su emisión de material particulado se produce durante el mes de Agosto.

#### **12.3.1 Fuentes areales**

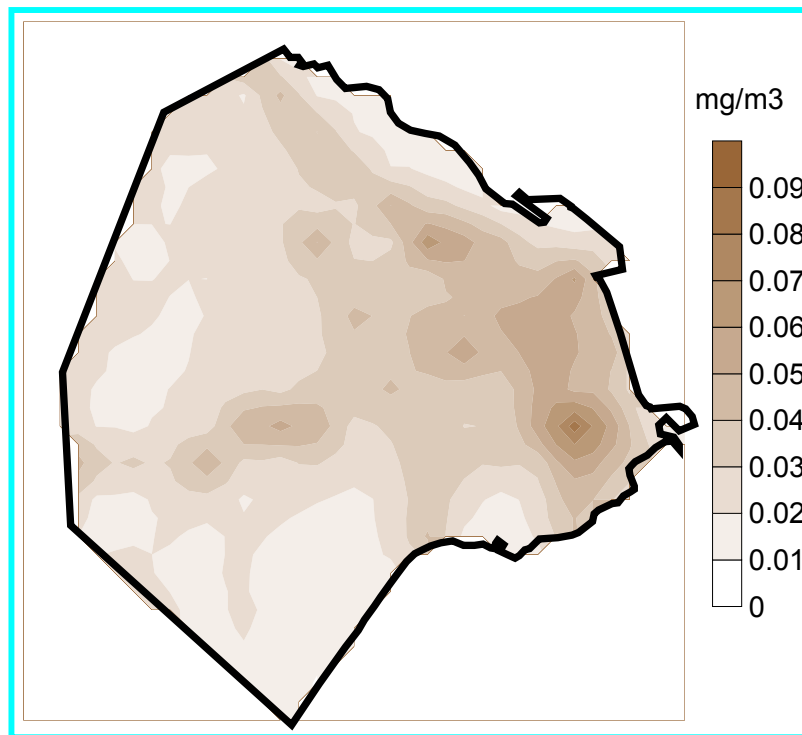
En las Figuras 12.1 a 12.4 se presenta la distribución espacial de la concentración media mensual (Agosto) de material particulado total en suspensión correspondiente a cada una de las categorías de las fuentes areales: vehículos (Figura 12.1), transporte público de pasajeros (Figura 12.2), combustión residencial+comercial+pequeñas industrias (Figura 12.3) y operaciones de las aeronaves en el Aeroparque Jorge Newbery (Figura 12.4)



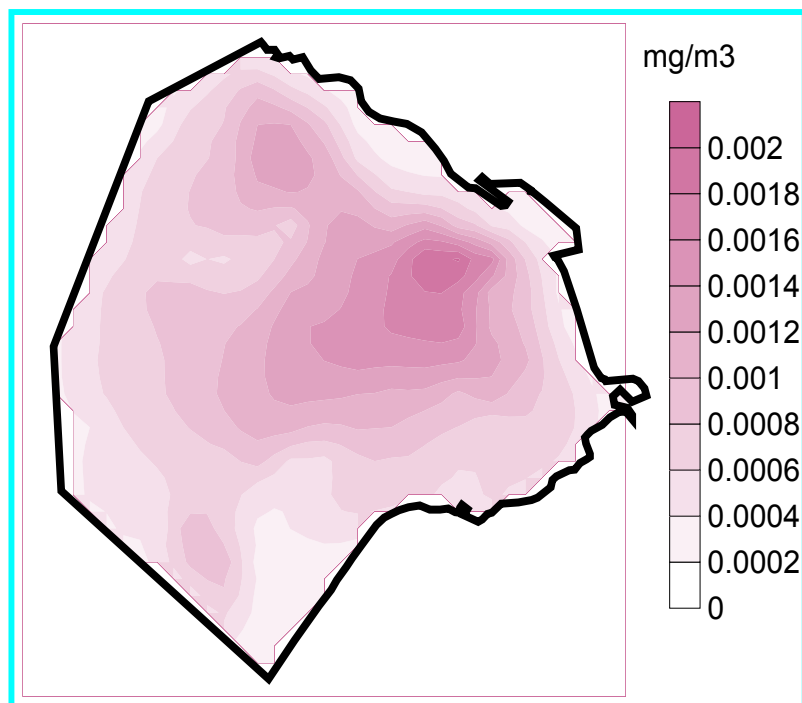
**Figura 12.1.** Distribución espacial de la concentración media mensual (Agosto) de material particulado total en suspensión originada por los vehículos (automóviles particulares, camiones y camionetas).

En la Figura 12.1 se observa que las concentraciones mensuales de material particulado debidas a los vehículos (automóviles particulares, camiones y camionetas) pueden alcanzar los  $0.14 \text{ mg/m}^3$ , principalmente en una zona que abarca el microcentro, desde Constitución hasta Retiro y se extiende hacia el Noroeste hasta Palermo, hacia el Oeste hasta Caballito y hacia el Sudoeste en una franja que rodea a la Autopista 25 de Mayo.

Las mayores concentraciones mensuales (Agosto) de material particulado en suspensión originadas por el transporte público de pasajeros (Figura 12.2) se presentan en las zonas de mayor presencia de líneas de colectivos y principalmente en los barrios de Constitución ( $0.085 \text{ mg/m}^3$ ) y en las inmediaciones de los Tribunales ( $0.056 \text{ mg/m}^3$ ).



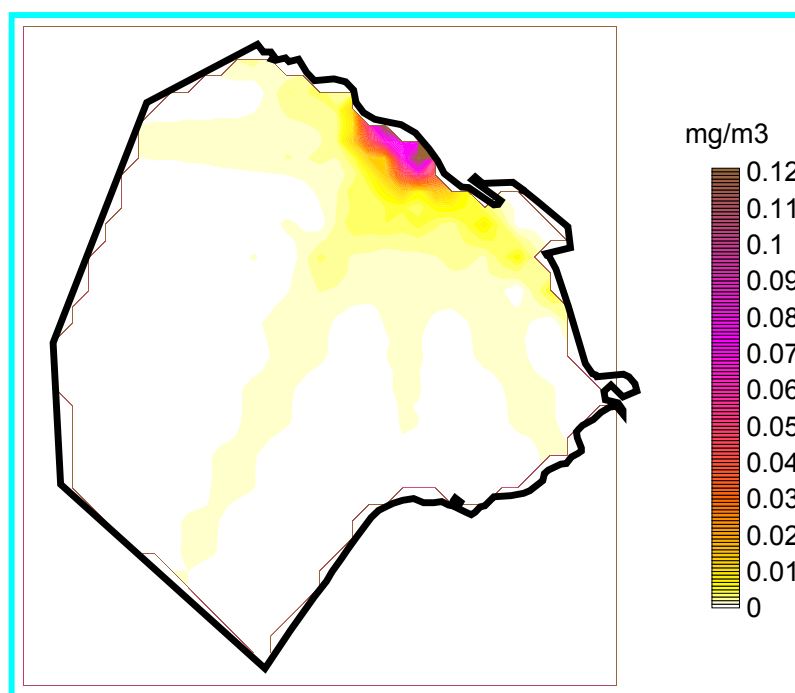
**Figura 12.2.** Distribución espacial de la concentración media mensual (Agosto) de material particulado total en suspensión originada por el transporte público de pasajeros.



**Figura 12.3.** Distribución espacial de la concentración media mensual (Agosto) de material particulado total en suspensión originada por los procesos de combustión residencial, comercial y de pequeñas industrias.

En la Figura 12.3 se observa que las concentraciones de material particulado en aire debidas a los procesos de combustión residencial, comercial y de pequeñas industrias son muy pequeñas. Esto se debe a que en la Ciudad de Buenos Aires este gran número de pequeños emisores consume gas natural como combustible. Las concentraciones más altas se encuentran en las zonas de la ciudad más densamente pobladas, como ser, Barrio Norte ( $0.0020 \text{ mg/m}^3$ ), Balvanera ( $0.0018 \text{ mg/m}^3$ ) y Belgrano ( $0.0012 \text{ mg/m}^3$ ).

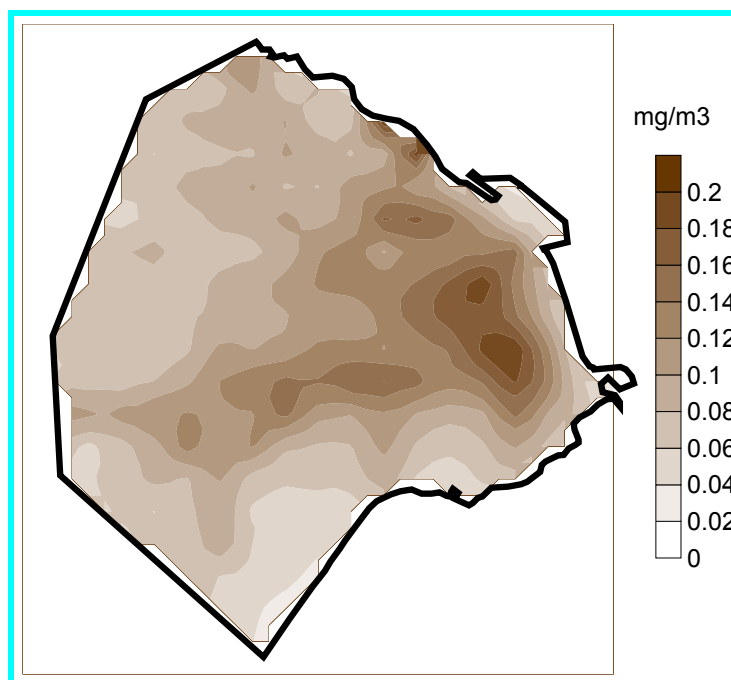
La Figura 12.4 presenta la distribución espacial de la concentración mensual de material particulado correspondiente a las emisiones provenientes de las operaciones (aterrizaje, taxi y despegue) de los aviones en el Aeroparque.



**Figura 12.4.** Distribución espacial de la concentración media mensual (Agosto) de material particulado total en suspensión originada por las operaciones de los aviones en el Aeroparque Jorge Newbery.

Los mayores valores de concentración ( $0.12 \text{ mg/m}^3$ ) se presentan en los alrededores del Aeroparque, observándose que el impacto de estas emisiones sobre la calidad del aire es principalmente local.

Finalmente, en la Figura 12.5 se presenta la distribución espacial de la concentración de fondo media mensual de material particulado en aire para el mes de Agosto, considerando todas las fuentes areales (vehículos, transporte público de pasajeros, combustión residencial, comercial y de pequeñas industrias, y aviones).



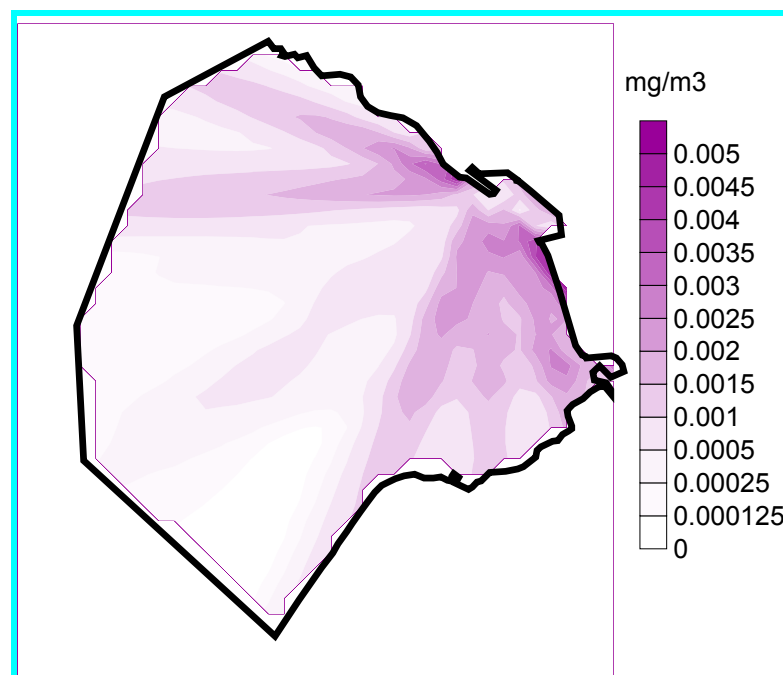
**Figura 12.5.** Distribución espacial de la concentración media mensual (Agosto) de material particulado total en suspensión originada por las fuentes areales de emisión.

Se observa una marcada variación espacial de la concentración de fondo mensual de material particulado total en aire en la ciudad. Los mayores valores se presentan en los barrios de Constitución- San Telmo ( $0.182 \text{ mg/m}^3$ ) y de Monserrat ( $0.173 \text{ mg/m}^3$ ) y los menores en los barrios de Villa Riachuelo y Villa

Soldati, donde la concentración media mensual de material particulado puede alcanzar valores de  $0.04 \text{ mg/m}^3$ .

### 12.3.2. Fuentes puntuales

En la Figura 12.6 se presenta la distribución espacial de la concentración de fondo media mensual de material particulado total en aire para Agosto, obtenida para las emisiones de las chimeneas de las tres Centrales Térmicas.



**Figura 12.6.** Distribución espacial de la concentración media mensual (Agosto) de material particulado total en suspensión originada por las Centrales Térmicas de Generación Eléctrica.

La configuración de las isolíneas resulta de la dispersión de las plumas de material particulado emitidas desde las fuentes puntuales (chimeneas) en las diferentes direcciones del viento correspondientes, incluidas en el archivo de la información meteorológica horaria del mes analizado. En este caso, puede

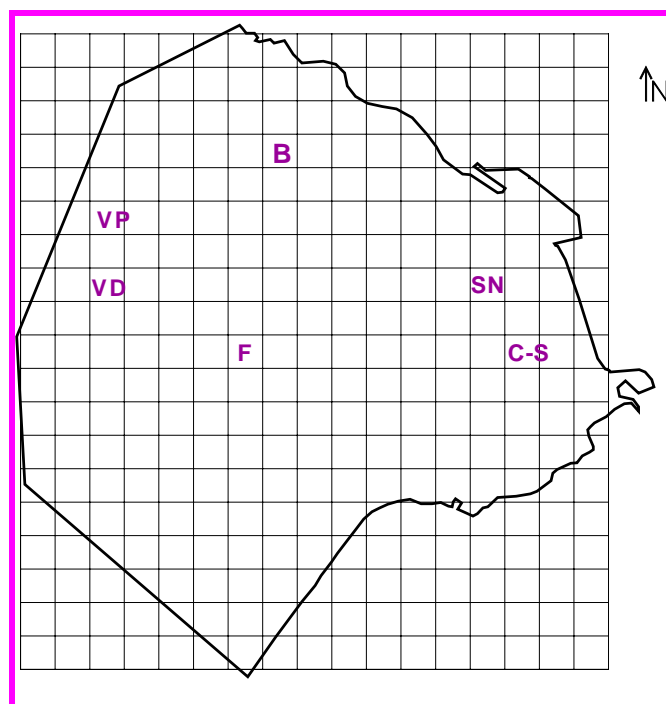
observarse de manera más marcada la influencia de la distribución de frecuencias de las direcciones de viento. Los mayores valores de la concentración mensual de material particulado total en aire debidos a las Centrales Térmicas se encuentran en las inmediaciones de las Centrales, llegando a valores de alrededor de 0.005 mg/m<sup>3</sup>.

En toda la ciudad, los valores de la concentración mensual de material particulado total, estimados para las emisiones de las Centrales Térmicas resultaron dos órdenes de magnitud inferiores a los obtenidos considerando las emisiones de todas las fuentes areales. En consecuencia, el aporte de las emisiones de las Centrales Térmicas a la concentración de material particulado es significativamente menor que el aporte de las emisiones provenientes de las fuentes areales.

### ***12.3.3. Aportes relativos de las diferentes fuentes de emisión en algunas zonas de la ciudad***

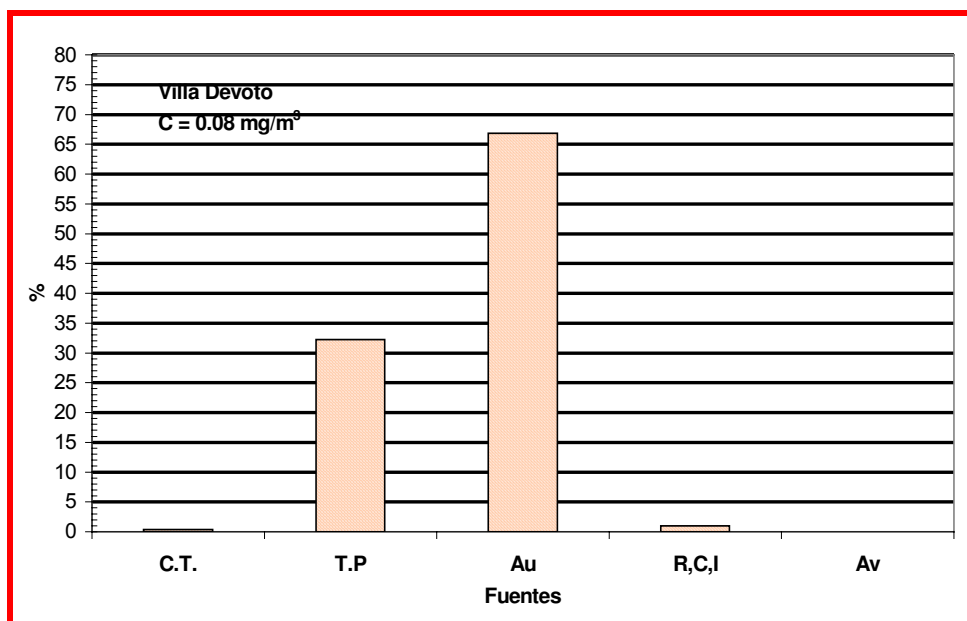
Se analizan a continuación, los aportes relativos de los diferentes tipos de fuentes a la concentración de material particulado total en suspensión en algunos lugares de la Ciudad de Buenos Aires. En la Figura 12.7 se indican las zonas seleccionadas: Villa Devoto (VD), Villa Pueyrredón (VP), Flores (F), Constitución-SanTelmo(C –T), Belgrano (B) y San Nicolás (SN).



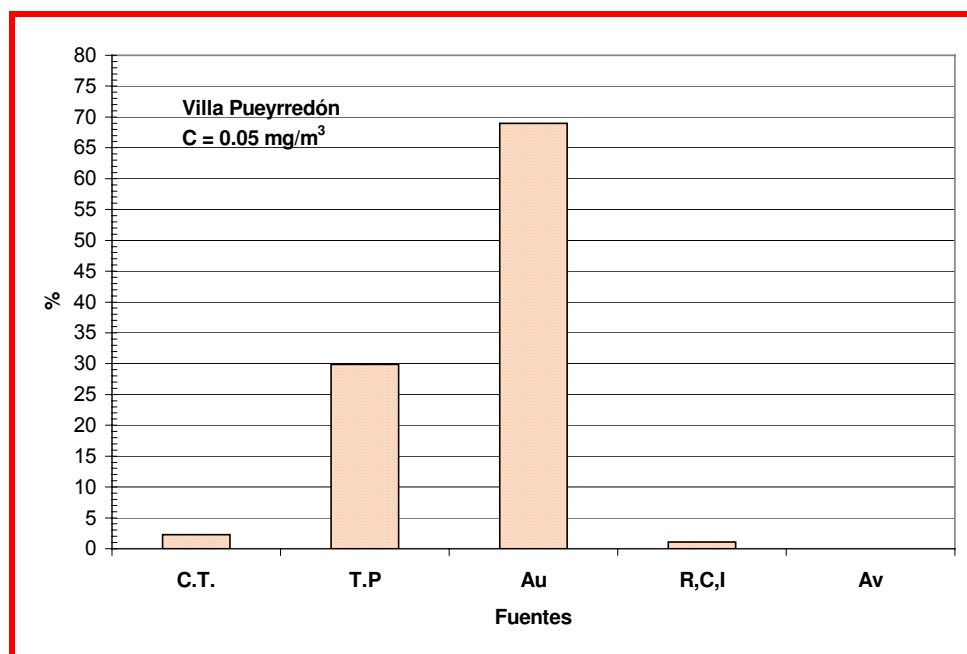


**Figura 12.7.** Ubicación de los lugares seleccionados en la Ciudad de Buenos Aires. VP: Villa Pueyrredón, VD: Villa Devoto, B: Belgrano, F: Flores, SN: San Nicolás, C-S: Constitución –San Telmo.

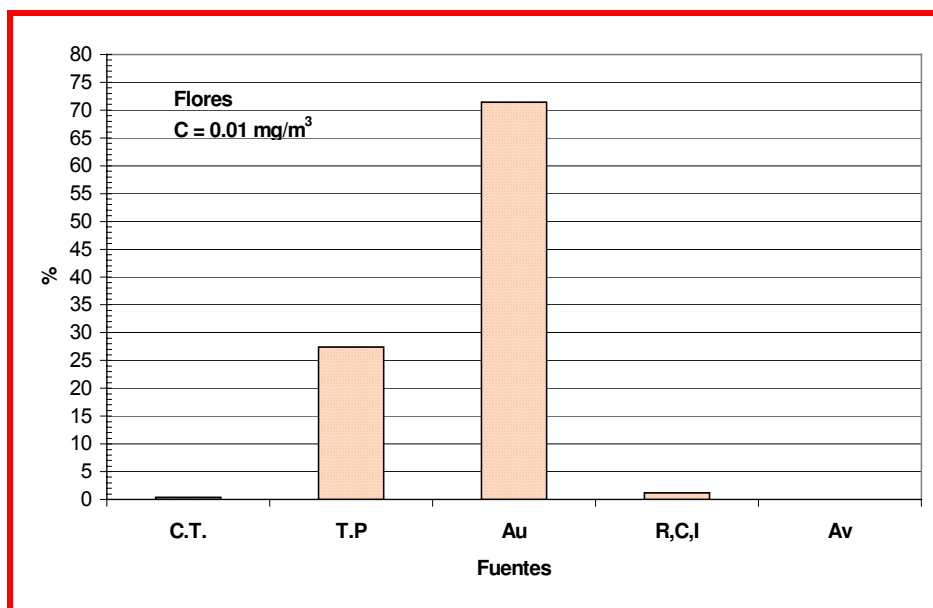
Las Figuras 12.8 a 12.13 presentan las contribuciones relativas porcentuales de las diferentes fuentes de emisión a la concentración media mensual de material particulado en cada una de las zonas mencionadas, para el mes de Agosto.



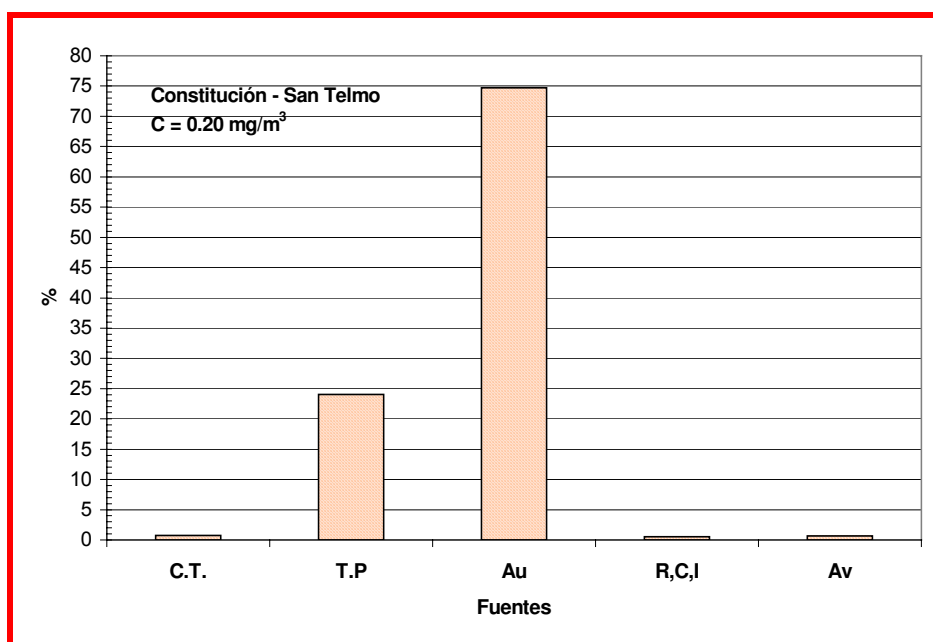
**Figura 12.8.** Contribuciones relativas porcentuales de las diferentes fuentes de emisión a la concentración media mensual (Agosto) de material particulado en Villa Devoto. **C.T.:** Centrales Térmicas de Generación de Electricidad. **T.P.:** Transporte público de pasajeros. **Au.:** Automóviles particulares, camiones y camionetas. **R,C,I.:** Residencias, comercios e industrias. **Av:** Aviones.



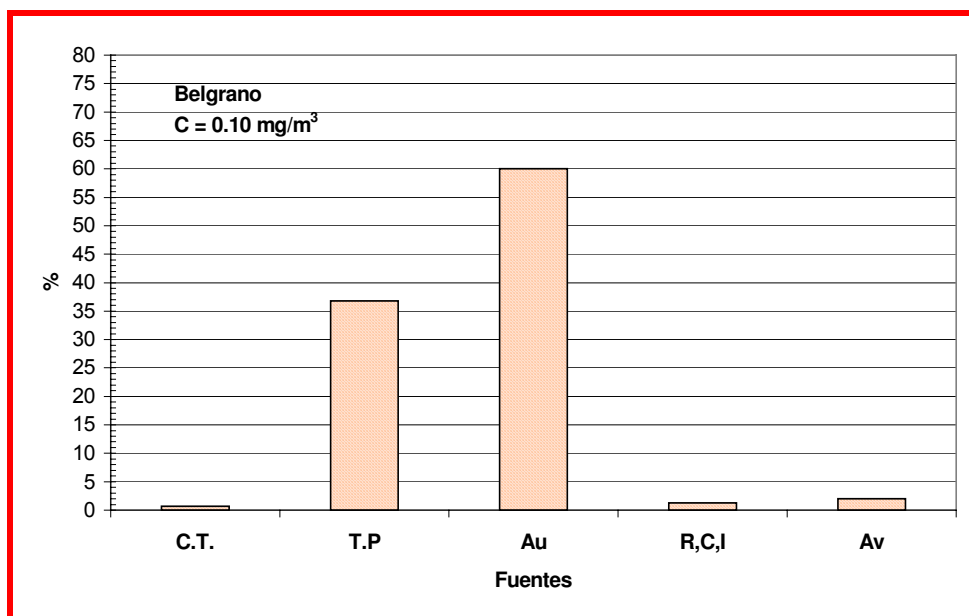
**Figura 12.9.** Contribuciones relativas porcentuales de las diferentes fuentes de emisión a la concentración media mensual (Agosto) de material particulado en Villa Pueyrredón. **C.T.:** Centrales Térmicas de Generación de Electricidad. **T.P.:** Transporte público de pasajeros. **Au.:** Automóviles particulares, camiones y camionetas. **R,C,I.:** Residencias, comercios e industrias. **Av:** Aviones.



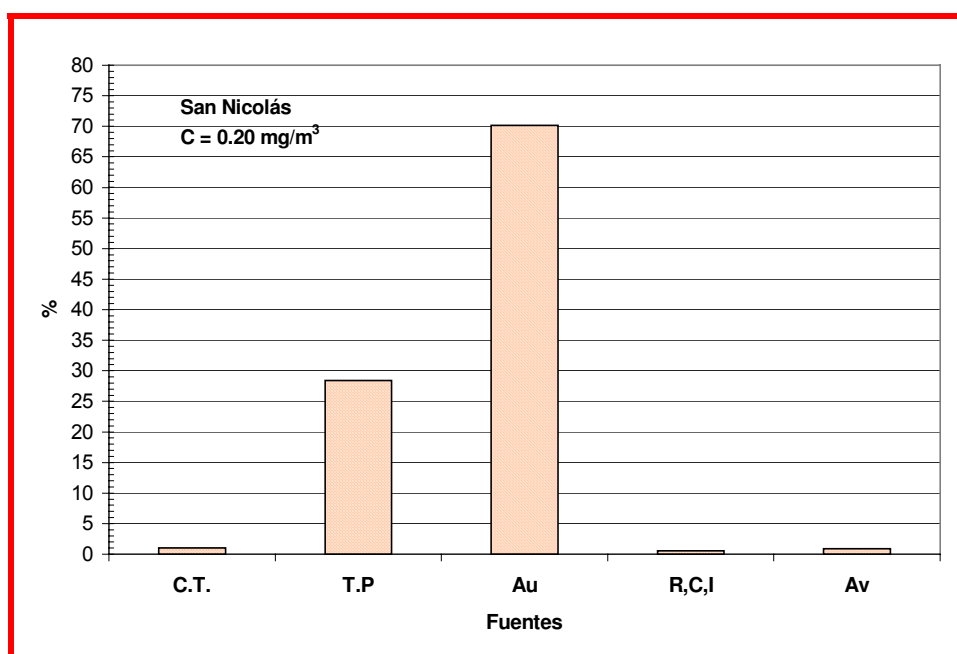
**Figura 12.10.** Contribuciones relativas porcentuales de las diferentes fuentes de emisión a la concentración media mensual (Agosto) de material particulado en Flores. **C.T.:** Centrales Térmicas de Generación de Electricidad. **T.P.:** Transporte público de pasajeros. **Au.:** Automóviles particulares, camiones y camionetas. **R,C,I.:** Residencias, comercios e industrias. **Av:** Aviones.



**Figura 12.11.** Contribuciones relativas porcentuales de las diferentes fuentes de emisión a la concentración media mensual (Agosto) de material particulado en Constitución – San Telmo. **C.T.:** Centrales Térmicas de Generación de Electricidad. **T.P.:** Transporte público de pasajeros. **Au.:** Automóviles particulares, camiones y camionetas. **R,C,I.:** Residencias, comercios e industrias. **Av:** Aviones.



**Figura 12.12.** Contribuciones relativas porcentuales de las diferentes fuentes de emisión a la concentración media mensual (Agosto) de material particulado en Belgrano. **C.T.:** Centrales Térmicas de Generación de Electricidad. **T.P.:** Transporte público de pasajeros. **Au.:** Automóviles particulares, camiones y camionetas. **R,C,I.:** Residencias, comercios e industrias. **Av:** Aviones.



**Figura 12.13.** Contribuciones relativas porcentuales de las diferentes fuentes de emisión a la concentración media mensual (Agosto) de material particulado en San Nicolás. **C.T.:** Centrales Térmicas de Generación de Electricidad. **T.P.:** Transporte público de pasajeros. **Au.:** Automóviles particulares, camiones y camionetas. **R,C,I.:** Residencias, comercios e industrias. **Av:** Aviones.

En todas las zonas analizadas, se obtuvo que las concentraciones de material particulado en aire, originadas por las emisiones vehiculares representan más del 60% del valor correspondiente. En segundo lugar, se encuentra el aporte proveniente de las emisiones del transporte público de pasajeros, que representa más del 20% de la concentración estimada. En general, la concentración de material particulado debida a las emisiones de combustión residencial+comercial+pequeñas industrias es inferior al 1.5%. Las emisiones provenientes de las operaciones de los aviones en el Aeroparque, en las zonas de Belgrano, San Nicolás y Constitución–San Telmo, aportaron menos del 3% del valor de concentración de material particulado en aire, en cada lugar. Asimismo, en las zonas consideradas, las concentraciones de material particulado debidas a las emisiones provenientes de las Centrales Térmicas de Generación de Electricidad representan menos del 3% del valor correspondiente a cada lugar.

Los resultados permiten observar que los aportes relativos a la concentración de material particulado en aire, debidos a cada tipo de fuente varían de un lugar a otro. En la zona analizada en el Barrio de Belgrano las concentraciones de material particulado debidas al transporte de pasajeros representan el 37% del total, mientras que estas fuentes contribuyen con el 24% en la zona localizada en Constitución-San Telmo.

El gran tránsito vehicular de la zona elegida en Constitución-San Telmo, contribuye en este área con el 74% de la concentración estimada, mientras que su aporte a la concentración alcanza el 60% en Belgrano.

La alta densidad poblacional y comercial de las zonas elegidas en Belgrano y Flores, es la razón por la cual las concentraciones debidas a los procesos de combustión residencial+comercial+pequeñas industrias representan el 1.3% (en

Belgrano) y el 1.2% (en Flores), siendo mayores que en el resto de las zonas elegidas.

### **13. CONCLUSIONES**

En este trabajo se estudió la calidad del aire en la Ciudad de Buenos Aires, vinculada con la concentración de fondo de material particulado total en suspensión y  $PM_{10}$  en la atmósfera de la ciudad. Además, se obtuvieron estimaciones del depósito de material particulado en la ciudad, analizando su distribución espacial y temporal.

Se desarrolló el modelo de dispersión-depósito DAUMOD-D, para estimar la concentración de material particulado en áreas urbanas y se lo aplicó a las emisiones de material particulado en la Ciudad de Buenos Aires.

El modelo DAUMOD-D, incluye los procesos de remoción de material particulado de la atmósfera por depósito húmedo y seco. El proceso de remoción “húmeda”, producido por el “lavado” de la precipitación, fue incluido en el modelo mediante el “coeficiente de lavado”. El coeficiente de lavado no fue considerado constante, sino que fue parametrizado en función del tamaño de las partículas, la eficiencia de colisión y la intensidad de la precipitación.

Por otra parte, el depósito seco de material particulado sobre la superficie, fue parametrizado en función de la velocidad de depósito. Se utilizó el método de la “resistencia” para estimar la velocidad de depósito del material particulado en la ciudad. La parametrización incluida en el modelo considera la resistencia aerodinámica que ofrece el aire al transporte vertical de material particulado dentro de la capa de superficie cercana al suelo y la resistencia de la capa cuasi-laminar adyacente a la superficie. Se incluyó también, el depósito por acción de la gravedad. La velocidad de depósito es función del tamaño de las partículas. Además, otros factores que influyen sobre la velocidad de depósito son: la condición de estabilidad de la atmósfera, la intensidad del viento, la longitud de

rugosidad de la superficie. En condiciones inestables la velocidad de depósito es mayor que en las condiciones estables. Para las partículas más pequeñas (de diámetro inferior a 2  $\mu\text{m}$ ) este incremento puede ser del 30%, mientras que para partículas de diámetro mayor a los 2 $\mu\text{m}$ , puede llegar al 90%.

La validación de los resultados del modelo DAUMOD-D se realizó mediante su comparación con valores observados de depósito (1998-2001) y de concentraciones de material particulado en el período 1994-2001, ambos obtenidos por el Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires. Los resultados de esta validación permiten concluir que:

- a) Los valores del depósito mensual de material particulado estimados para los diferentes puntos de observación variaron entre (0.2 - 1.6)  $\text{mg}/(\text{cm}^2.30\text{d})$  mientras que los valores observados se encontraban entre 0.1 y 2.4  $\text{mg}/(\text{cm}^2.30\text{d})$ . La dispersión observada entre los valores estimados y observados puede deberse a las aproximaciones realizadas en el cálculo, tales como, considerar para toda la ciudad una distribución másica de material particulado típica para áreas urbanas y además, suponer que la intensidad de la precipitación registrada en una estación meteorológica es “representativa” de la precipitación en toda la ciudad. En general, las estimaciones del depósito de material particulado sobre-estimaron levemente los valores observados, presentaron un error cuadrático medio normalizado del 37%, un error fraccional de -9.1% y una varianza fraccional de 1.8%. El 72% de las estimaciones se encontraron dentro de un factor 2 de las observaciones. Estos resultados permiten concluir que el modelo de dispersión - depósito DAUMOD-D puede ser aplicado para estimar el depósito mensual de material particulado en el área urbana.



b) Las concentraciones de material particulado total en suspensión estimadas por el modelo DAUMOD-D en la zona de medición del Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires, variaron entre  $(0.087-0.250) \text{ mg/m}^3$  y las observadas entre  $(0.108-0.328) \text{ mg/m}^3$ . Los valores estimados resultaron algo inferiores a los observados. El error cuadrático medio normalizado de las estimaciones fue del 20.0%, el error fraccional fue del 21.5%, la varianza fraccional fue 7.7% y el 87% de las estimaciones resultaron dentro de un factor 2 de las observaciones. Por lo tanto, se puede concluir que la aplicación del modelo de dispersión atmosférica DAUMOD-D a las emisiones de material particulado en la ciudad permite obtener resultados satisfactorios de la concentración de material particulado total en suspensión en Buenos Aires.

En general, además de las aproximaciones ya mencionadas, otras fuentes de “error” incluyen el considerar únicamente las fuentes de material particulado localizadas en la ciudad, sin tener en cuenta las emisiones en las zonas adyacentes y el no incluir los aportes de las emisiones naturales de material particulado total (por ejemplo, resuspensión del polvo por efecto del viento, pólenes, conversión de gases en partículas).

De la aplicación del modelo DAUMOD-D a la Ciudad de Buenos Aires, se obtuvo que:

a) Depósito de material particulado en la Ciudad de Buenos Aires

Existen zonas en la Ciudad de Buenos Aires donde el flujo mensual de depósito de material particulado puede resultar superior al límite máximo admisible (LMA) de  $1\text{mg}/(\text{cm}^2 \cdot 30\text{d})$ , cuya extensión total puede abarcar los  $50\text{km}^2$ . Asimismo, las zonas con valores más altos de flujo de depósito varían de un mes a otro. Se observa que, si bien la intensidad de la emisión de

material particulado es un factor de gran influencia sobre el flujo de depósito (a través de la concentración de contaminantes en el aire), la dirección e intensidad de viento influyen notablemente sobre la distribución del flujo de depósito de material particulado en la ciudad. Los máximos flujos de depósito de material particulado, se encontraron en las zonas de Plaza Constitución, Plaza Miserere y en el microcentro.

b) Concentración de fondo de material particulado total en suspensión

La distribución espacial de las concentraciones de fondo de material particulado en la ciudad no es homogénea y depende de las condiciones atmosféricas y de emisión. Los menores valores de las concentraciones mensuales máximas se presentan en Enero ( $0.10 \text{ mg/m}^3$ ). En invierno, las concentraciones medias mensuales máximas superan ampliamente los  $0.15 \text{ mg/m}^3$ . Por otra parte, las concentraciones medias anuales pueden superar  $0.10 \text{ mg/m}^3$  en una zona que se extiende entre los barrios de Constitución - Retiro y se prolonga hacia Palermo y a lo largo de la Autopista 25 de Mayo y la Avenida Rivadavia. La zona Sur y los Barrios de Villa Devoto, Villa Pueyrredón y Villa Urquiza presentan los valores más bajos de concentración anual, con valores cercanos a  $0.05 \text{ mg/m}^3$ .

c) Concentración de fondo de material particulado  $\text{PM}_{10}$ .

La distribución espacial de la concentración de fondo media anual de  $\text{PM}_{10}$  obtenida para la ciudad presentó valores superiores a  $0.05 \text{ mg/m}^3$  en una zona de  $63 \text{ km}^2$ . Los mayores valores de concentración media anual se presentaron en la zona del microcentro y en los barrios de Constitución y Retiro. Las concentraciones de fondo medias diarias ( $\text{C}_{24\text{h}}$ ) de  $\text{PM}_{10}$  estimadas indican en algunas zonas de la ciudad, éstas pueden superar los

0.15 mg/m<sup>3</sup>. Estas situaciones se presentan en Constitución, Retiro, en los alrededores del Aeroparque y de la Autopista 25 de Mayo, pudiendo exponer un 51.6% de la población a valores  $C_{24h} > 0.15 \text{ mg/m}^3$  al menos 1 vez al año. El mayor número de excedencias (41 veces al año) se obtuvo para la zona de Constitución, en una zona donde el 1% de la población estaría expuesta. El análisis de días consecutivos con concentraciones  $C_{24h} > 0.15 \text{ mg/m}^3$  reveló la ocurrencia de rachas de 2 y 3 días de duración. Estas últimas pueden presentarse hasta 3 veces al año en las zonas de Constitución y Aeroparque. El 0.6% de la población de niños (menores que 14 años) y el 0.7% de la población de adultos mayores de 65 años, habitantes de la Ciudad de Buenos Aires, estarían expuestos a rachas de 3 días consecutivos de concentraciones diarias superiores a 0.15 mg/m<sup>3</sup>.

d) Aportes relativos de las diferentes fuentes de emisión (areales y puntuales)

Se consideró que las fuentes areales incluyen: vehículos (automóviles particulares, camiones y camionetas), transporte público de pasajeros, procesos de combustión residencial, comercial y de pequeñas industrias y operaciones (aterrizaje, taxi y despegue) de los aviones en el Aeroparque, y como fuentes puntuales a las chimeneas de las Centrales Térmicas Generadoras de Electricidad. Los aportes relativos a la concentración de material particulado en aire debidos a cada tipo de fuente varían de un lugar a otro. Sin embargo, puede concluirse que las principales fuentes de emisión de material particulado son los automotores (vehículos y transporte público de pasajeros). Las concentraciones de material particulado en aire, originadas por las emisiones vehiculares representan, en general, más del 60% de la concentración estimada. La concentración debida a las emisiones del

transporte público de pasajeros, puede representar, en algunas zonas algo más del 20% de la concentración estimada.

La concentración mensual de material particulado correspondiente a las emisiones provenientes de las operaciones (aterrizaje, taxi y despegue) de los aviones en el Aeroparque Jorge Newbery presentó los mayores valores ( $0.12 \text{ mg/m}^3$ ) en los alrededores del Aeroparque, siendo la influencia de éste, principalmente local.

El aporte de las emisiones de las Centrales Térmicas de Generación de Electricidad a la concentración de material particulado es significativamente menor que el aporte de las fuentes areales. Los mayores valores de la concentración mensual de material particulado total en aire, debidos a estas fuentes se encuentran en las inmediaciones de las Centrales. Las concentraciones mensuales de material particulado estimadas para las fuentes puntuales en la ciudad, resultan inferiores al 3% de las concentraciones mensuales debidas a todas las fuentes.

Por lo tanto, el modelo desarrollado DAUMOD-D constituye una herramienta útil para estudiar los niveles de la concentración de fondo de material particulado en la Ciudad de Buenos Aires. En este trabajo, su aplicación permitió obtener un primer diagnóstico de las características de la distribución de las concentraciones de material particulado en la ciudad. Los resultados obtenidos contribuyen a la cuantificación de la importancia relativa de las diferentes fuentes en la ciudad, y constituyen información útil para la planificación urbana.

## **REFERENCIAS**

### **1. INTRODUCCIÓN**

- Baklanov, A. 2005. Meteorological advances and systems for urban air quality forecasting and assessments, V International Conference. Urban Air Quality, CDRom.
- Berkowicz, R. 2000. A simple model for urban background pollution. Environmental Monitoring and Assess., 65, 259-267.
- Bogó, H., Otero, M., Castro, P., Ozafrán, M.J., Kreiner, A., Calvo, E.J. and Negri, R.M. 2003. Study of atmospheric particulate matter in Buenos Aires city, Atmos. Environ., 37, 1135-1147.
- Carruthers, D.J., Holroyd, R.J., Hunt, J.C.R., Weng, W.S., Robins, A.G., Ashley, D.D., Thompson, D.J. and Smith, F.B. 1994. UK-ADMS: a new approach to modelling dispersion in the earth's boundary layer. J. W. Eng., 52., 139-153.
- Centro de Investigación en Ingeniería Ambiental. 1967. Estudios sobre Contaminación Atmosférica en la Ciudad de Buenos Aires, Segundo Informe, CIIA. Buenos Aires.
- COMEAP, 1998. The quantification of the effects of air pollution on health in the United Kingdom. Committee on the Medical Effects of Air Pollutants.
- Gamble, J.L. 1998. Effects of ambient air pollution on daily mortality: a time series analysis of Dallas, Texas, 1990-1994. Air & Waste Management Assoc., 91<sup>st</sup> Annual Meeting and Exhibition, San Diego, California, MP26.03.

- García Fernández, J.C. 1975. Efectos perjudiciales sobre el Medio. Boletín de la Academia Nacional de Medicina de Buenos Aires. Vol.53, suplemento, 163-196.
- GCBA, 2001. Anuario Estadístico 2000/2001. Dirección General de Estadísticas y Censo. Dirección General de política y Control Ambiental. Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires.
- Haddad, R. 1977. Air quality monitoring in Latin America and the Caribbean. In: Proceedings of the Meeting on Education and Training in Meteorological Aspects of Atmospheric Pollution and related environmental problems. World Meteorological Organization, N° 493, Ginebra, Suiza, 104-120.
- Hanna, S.R. 1993. Uncertainties in air quality model predictions. Boundary-Layer Meteorology, 62, 3-20.
- Hanna, S.R., Britter, R. and Franzese, P. 2002. Simple screening models for urban dispersion, 8<sup>th</sup> Conf. Harmo. Atm. Disp. Mod. Reg. Purp., 269-273.
- Irwin, J.S. 1998. Statistical evaluation of atmospheric dispersion models. V International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, 46-53.
- Karppinen, A., Kukkonen, J., Elolähde, T., Konttinen, M., Koskentalo, T. and Rantakrans, E. 2000. A modeling system for predicting urban air pollution: model description and applications in the Helsinki metropolitan area, Atmospheric Environment., 34, 3723-3733.

- Mazzeo N. A. and Venegas L.E. 2004. Some aspects of air pollution in Buenos Aires City (Argentina). *International Journal of Environment and Pollution*, 22, N°4, 365-378.
- Mazzeo, N.A. and Venegas, L.E. 1991. 'Air pollution model for an urban area', *Atmospheric Research*, 26, 165-179.
- Mazzola, M.D., Gavarotto, M.C. y Petcheneshsky, T. 1991. Calidad del Aire de la Ciudad de Buenos Aires. Período: 1970-1989. Ministerio de Salud y Acción Social.
- Mircea, M. and Stefan, S. 1998. A theoretical study of the microphysical parameterization of the scavenging coefficient as a function of precipitation type and rate, *Atmospheric Environment*, 32, 2931-2938.
- Mircea, M., Stefan, S. and Fuzzi, S. 2000. Precipitation scavenging coefficient: influence of measured aerosol and raindrop size distributions, *Atmospheric Environment*, 34, 5169-5174.
- Monforti, F.; Bellasio, R.; Bianconi, R.; CLAI, G. and Zanini, G. 2004. An evaluation of particle deposition fluxes to cultural heritage sites in Florence, Italy, *Science of Total Environment*, 334-335, 61-72.
- Morris, R.E. and Myers, T.C. 1990. User's Guide to the Urban Airshed Model, Vol. I-V. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.
- Moussiopoulos, N., Berge, E., Bohler, T., de Leeuw, F., Gronskei, K.-E., Mylona, S. and Tombrou, M. 1996. Ambient air quality, pollutant dispersion and transport models. European Environment Agency, Topic Report 19, Air Quality. Copenhagen, 94pp.

- Olesen, H.R. 1995a. Regulatory dispersion modelling in Denmark. International Journal of Environment and Pollution., 5, 412-417.
- Olesen, H.R. 1995b. The model validation exercise at Mol: overview of results, International Journal of Environment and Pollution, 5, 761-784.
- Seinfeld, J.H. and Pandis, S.N. 1998. Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution. J. Wiley & Sons. pp 1326.
- Venegas, L.E. and Mazzeo, N.A. 2005. Modelling of urban background pollution in Buenos Aires city (Argentina). Environmental Modelling and Software, en prensa (disponible on line).
- Venegas, L.E. and Mazzeo, N.A., 2002. An evaluation of DAUMOD model in estimating urban background concentrations, Water, Air and Soil Pollution: Focus, 2, 5-6, 433-443.
- WHO, 2000. Guidelines for Air Quality. World Health Organization, Geneva. pp190.

## **2. EL MATERIAL PARTICULADO**

- Jaenicke, R. 1993. Tropospheric aerosols, in: Aerosol – Cloud – Climate Interactions, edited by P. V. Hobbs (ed). Academic Press, San Diego, CA.: pp 1-31.
- Lestari, P., Oskoui and A. K., Noll, K.E. 2003. Size distribution and dry deposition of particulate mass, sulfate and nitrate in urban area. Atmospheric Environment, 37, 2507-2516.
- Salma, I., Dal Maso, M., Kulmala, M. and Zárny, G. 2002. Modal characteristics of particulate matter in urban atmospheric aerosols. Microchemical Journal, 73, 19-26.



- Seinfeld, J. H. and Pandis, S. N. 1998. Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution. J. Wiley & Sons, 1326 pp.
- Whitby, K.T. 1975. Modeling of atmospheric aerosol particle size distributions, Univ. Minnesota-Minneapolis Mech. Eng. Dept., Particle Technology Laboratory Report N° 253.
- Whitby, K.T. 1978. The physical characteristics of sulfate aerosols. Atmospheric Environment, 12, 135-159.
- Whitby, K. T. and Sverdrup, G.M. 1980. The character and origins of smog aerosols: a digest of results from the California aerosol characterization experiment (ACHEX). Wiley, New York, pp 447-517.

### **3. EL MATERIAL PARTICULADO EN GRANDES CENTROS URBANOS**

- AQMD (South Coast Air Quality Management District). 2004. Response to Joseph Romm's op-ed article in Los Angeles Times on March 28, 2004. Available at:  
[http://www.aqmd.gov/news1/2004/response\\_to\\_joseph\\_romm.html](http://www.aqmd.gov/news1/2004/response_to_joseph_romm.html).
- AQMD. 2003. Air Quality Standards Compliance Report December 2002 and Summary Statistics for 2002, Vol. 15, Issue 12. Available at:  
<http://www.aqmd.gov/smog/AQSCR2002/aq02web.pdf>.
- Belmar, R. 1993. Efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud de las personas. En: Sandoval, H.L., Prendes, M.B. y Ulriksen, U. (eds.), Contaminación Atmosférica de Santiago, Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- Bergin, M.H.; Cass, G.R.; Xu, J.; Fang, C.; Zeng, L.M.; Yu, T.; Salmon, L.G.; Kiang, C.S.; Tang, X.Y.; Zhang, Y.H. and Chameides, W.L. 2001.

Aerosol Radiative, Physical, and Chemical Properties in Beijing during June 1999. *Journal Geophysical Research*, 106(D16), 17969-17980.

- Castanho, A.D.A. and Artaxo, P. 2001. Wintertime and Summertime San Pablo Aerosol Source Apportionment Study. *Atmospheric Environment*, 35, 4889-4902.
- Central Pollution Control Board. 2005. Air Quality of Delhi, Available at: <http://cpcb.delhi.nic.in/bulletin/bul.htm>.
- CETESB. 1996. Relatório de Qualidade do ar no Estado de San Pablo – 1995, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de San Pablo.
- CETESB. 2002. Relatorio de Qualidade do ar no Estado de San Pablo – 2002, CETESB: Companhia de tecnologia de saneamento ambiental de San Pablo.
- CMPCCA, 1995. La Contaminación Atmosférica en el Valle de México: Acciones para su control 1988-1994, Comisión Metropolitana para la Prevención y Control de la Contaminación Ambiental en el Valle de México, Ciudad de México, México.
- DDF, 1996. Programa para Mejorar la Calidad del Aire en el Valle de México 1995-2000. Departamento del Distrito Federal. Ciudad de México, México.
- DDF, 1997. Datos de Vigilancia de la Calidad del Aire para la Ciudad de México, 1995. Departamento del Distrito Federal. Ciudad de México, México.
- Deacon, A.R., Derwent, R. G., Harrison, R.M., Middleton, D.R. and Moorcroft, S. 1997. Analysis and interpretation of measurements of

suspended particulate matter at urban background sites in the United Kingdom, *The Science of Total Environment*, 203, 17-36.

- Department of Environment. 2003. *Towards Cleaner Air: A Case Study of Delhi*; Department of Environment, Government of NCT of Delhi and Delhi Pollution Control Committee: New Delhi.
- FEEMA y GTZ. 1995. *Qualidade do Ar na Região do Rio de Janeiro*. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GMBH, Río de Janeiro, Brasil.
- Gómez, G., Montejero, S. y Saavedra, E. 1994. *Contaminación Atmosférica*. En: Sánchez Triana, E. y Uriarte Botero, E. (eds.) *Contaminación Industrial en Colombia*. Departamento Nacional de Planeación y Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo. Santa Fe de Bogotá. Colombia.
- Gurjar, B.R. and Lelieveld, J. 2003. *Air Quality and Emission Trends in a Mega-city: The Case of Delhi*. In *Proceedings of the 4th International Conference on Urban Air Quality: Measurement, Modelling and Management*, Charles University, Sokhi, R. S., and Brechler, J. (eds.); Prague Czech Republic, pp 187-190.
- He, K., Yang, F., Ma, Y., Zhang, Q., Yao, X., Chan, C.K., Cadle, S., Chan, T. and Mulawa, P. 2001. *The Characteristics of PM<sub>2.5</sub> in Beijing, China*. *Atmospheric Environment*, 35, 4959-4970.
- He, K.B., Huo, H. and Zhang, Q. 2002. *Urban Air Pollution in China: Current Status Characteristics and Progress*. *Annual Review Energy Environment*, 27, 397-431.

- INE, 2004. Almanaque de Datos y Tendencias de la Calidad del Aire en Ciudades Mexicanas, Instituto Nacional de Ecología.
- JICA, 1992. Study on Air Pollution Control Study in Santa Fe de Bogotá City Area. Final Report. Japan International Cooperation Agency, Tokio.
- Jorquera, H. 2002. Air Quality at Santiago, Chile: A Box Modeling Approach II. PM<sub>2.5</sub> Coarse and PM<sub>10</sub> Particulate Matter Fractions, Atmospheric Environment, 36, 331-344.
- Jorquera, H., Palma, W. and Tapia, J. 2000. An intervention analysis of air quality data at Santiago, Chile, Atmospheric Environment, 34, 4073-4084.
- Kavouras, I.G., Koutrakis, P., Cereceda-Balic, F. and Oyola, P. 2001a. Source Apportionment of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> in Five Chilean Cities using Factor Analysis. Journal of Air & Waste Management Association, 51, 451-464.
- Kavouras, I.G., Koutrakis, P., Tsapakis, M., Lagoudaki, E., Stephanou, E.G., Von Baer, D. and Oyola, P. 2001b. Source Apportionment of Urban Particulate Aliphatic and Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAHs) using Multivariate Methods. Environmental Science Technology, 35(11), 2288-2294.
- Labib, M.W. and Khalik, M.H. 2002. Ambient PM and Lead Levels in the Greater Cairo Area for Y 2000 and Y 2001. In Proceedings of the AWMA Conference on Air Quality Measurement Methods, San Francisco, CA.
- LANL e IMP, 1994. México City Air Quality Research Initiative – Vol. II, Los Alamos National Laboratory & Instituto Mexicano del Petróleo, US. Department of Energy, Washington, D.C.

- Molina, M.J. and Molina, L.T. 2004. Megacities and Atmospheric Pollution, Journal of Air & Waste Management Association, Vol.54, 644-680.
- Molina, L.T. and Molina, M.J. (eds.) 2002. Air Quality in the Mexico Megacity: An Integrated Assessment, Kluwer Academic Publishers: Dordrecht, The Netherlands.
- Molina, M.J., Molina, L.T., West, J., Sosa, G., Sheinbaum-Pardo, C., San-Martini, F., Zavala, M.A. and McRae, G. 2002. Air Pollution Science in the MCMA: Understanding Source-Receptor Relationships through Emissions Inventories, Measurements, and Modeling. In: Air Quality in the Mexico Megacity: An Integrated Assessment; Molina, L.T. and Molina, M.J. (eds.), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp 137-202.
- Nasralla, M.M. 1994. Air Pollution in Greater Cairo. In Proceeding of the Italian-Egyptian Study-Days on the Environment, Cairo, Egypt, October 9–20, 1994.
- Olcese, L. and Toselli, B. 2002. Some aspects of air pollution in Córdoba, Argentina. Atmospheric Environment, 36, 299-306.
- Olcese, L. and Toselli, B. 1998. Statistical analysis of PM<sub>10</sub> measurements in Córdoba City, Argentina, Meteorology and Atmospheric Physics, 66, 123-130.
- QUARG, 1996. Airborne Particulate Matter in the United Kingdom. Quality of the Urban Air Review Group. Department of Environment, Transport and Region (DETR), UK.
- Sanchez-Ccoyllo, O.R. and de Fatima Andrade, M. 2002. The Influence of Meteorological Conditions on the Behavior of Pollutants Concentrations in San Pablo, Brazil. Environmental Pollution, 116, 257-263.

- Sánchez-Reyna, G., Shallcross, D. and Wang, K-Y. 2005. Concentrations of PM<sub>10</sub> in London for the 1996-2002 period and their relationship with wind direction. 5<sup>th</sup> International Conference on Urban Air Quality, Univ. of Hertfordshire, 199.
- Shi, Z., Shao, L., Jones, T.P., Whittaker, A.G., Lu, S.; Berube, K.A., He, T. and Richards, R.J. 2003. Characterization of Airborne Individual Particles Collected in an Urban Area, a Satellite City and a Clean Air Area in Beijing, 2001. *Atmospheric Environment*, 37, 4097-4108.
- Singh, A., Sarin, S.M., Shanmugam, P., Sharma, N., Attri, A.K. and Jain, V.K. 1997. Ozone Distribution in the Urban Environment of Delhi during Winter Months. *Atmospheric Environment*, 31, 3421-3427.
- Sokhi, R., Bualert, S., Luhana, L., Tremper, A. and Burton, M. 2000. Monitoring and modeling of NO<sub>2</sub> and fine particles for urban air quality management, *SAMS*, 37, 329-343.
- Stein, A. and Toselli, B. 1996. Street level air pollution in Córdoba City, Argentina. *Atmospheric Environment*, 30, 3491-3485.
- Sturchio, N., Sultan, M., Sharkaway, M.E., Maghraby, A.E. and Taher, A. 1996. Concentration and Isotopic Composition of Lead in Urban Particulate Air, Cairo, Egypt; Argonne National Laboratory, Argonne, IL, and Center for Environmental Hazard Mitigation, Cairo University, Cairo, Egypt.
- World Bank. 2003. World Development Indicators, World Bank, New York.

#### **4. EFECTOS DE LA CONTAMINACIÓN POR MATERIAL PARTICULADO**

- Abbey, D.E.; Nishino, N.; McDonnell, W.F.; Burchette, R.J.; Knutsen, S.F.; Beeson, W.L. and Yang, J.X. 1999. Long-Term Inhalable Particles and

Other Air Pollutants Related to Mortality in Nonsmokers. *American Journal of Respiratory Critical Care Medicine*, 159, 373-382.

- Bergin, M.H.; Cass, G.R.; Xu, J.; Fang, C.; Zeng, L.M.; Yu, T.; Salmon, L.G.; Kiang, C.S.; Tang, X.Y.; Zhang, Y.H. and Chameides, W.L. 2001. Aerosol Radiative, Physical, and Chemical Properties in Beijing during June 1999. *Journal Geophysical Research*, 106(D16), 17969-17980.
- Borja-Aburto, V.H.; Castillejos, M.; Gold, D.R.; Bierzwinski, S. and Loomis, D.P. 1998. Mortality and Ambient Fine Particles in Southwest Mexico City, 1993–1995. *Environmental Health Perspect*, 106(12), 849-855.
- Borja-Aburto, V.H.; Loomis, D.P.; Bangdiwala, S.I.; Shy, C.M. and Rascon-Pacheco, R.A. 1997. Ozone, Suspended Particulates, and Daily Mortality in Mexico City. *American Journal of Epidemiology*. 145(3), 258-268.
- Braga, A.L.F.; Saldiva, P.H.N.; Pereira, L.A.A.; Menezes, J.J.C.; Conceição, G.M.S.; Lin, C.A.; Zanobett, A.; Schwartz, J. and Dockery, D.W. 2001. Health Effects of Air Pollution Exposure on Children and Adolescents in São Paulo, Brazil. *Pediatric Pulmonology*, 31, 106-113.
- Cáceres, T.; Rubio, M.A. and Lissi, E. 1980. Rain Water Composition in Santiago de Chile. *Contribuciones Científicas y Tecn.*, 48(XVII).
- Cáceres, T.; Soto, H.; Lissi, E. and Cisternas, R. 1983. Indoor House Pollution: Appliance Emissions and Indoor Ambient Concentrations. *Atmospheric Environment*, 17(5), 1009-1013.
- Castillejos, M.; Borja-Aburto, V.H.; Dockery, D.W.; Gold, D.R. and Loomis, D. 2000. Airborne Coarse Particles and Mortality in Mexico City. *Inhal. Toxicology*, 12 (Suppl 1), 61-72.

- Cifuentes, L.A.; Vega, J.; Köpfer, K. and Lave, L.B. 2000. Effect of the Fine Fraction of Particulate Matter Versus the Course Mass and Other Pollutants on Daily Mortality in Santiago, Chile. *Journal of Air, Waste, Management Association* 50(8), 1287-1298.
- Cropper, M.L.; Simon, N.B.; Alberini, A. and Sharma, P.K. 1997. The Health Effects of Air Pollution in Delhi, India; PRD Working Paper #1860; Policy research working paper by The World Bank.
- Dockery, D.W.; Pope, C.A., III; Xu, X.; Spengler, J.D.; Ware, J.H.; Fay, M E.; Ferris, B.G. and Speizer, F.E. 1993. An Association Between Air Pollution and Mortality in Six U. S. Cities. *New England Journal of Medicine*, 329(24), 1753-1759.
- Gramsch, E.; Catalán, L.; Ormeño, I. and Palma, G. 2000. Traffic and Seasonal Dependence of the Absorption Coefficient in Santiago de Chile. *Applied. Opt.*,39(27), 4895-4901.
- Health Canada. 2003. National Ambient Air Quality Objectives for Particulate Matter: Aesthetic Effects. Available at: [http://www.hc.sc.gc.ca/hecsesc/air\\_quality/publications/particulate\\_matter\\_exec\\_summary/aesthetic\\_effects.htm](http://www.hc.sc.gc.ca/hecsesc/air_quality/publications/particulate_matter_exec_summary/aesthetic_effects.htm).
- Horvath, H.; Catalan, L. and Trier, A. 1997. A Study of Aerosol of Santiago de Chile III: Light Absorption Measurements. *Atmospheric Environment*, 31(22), 3737-3744.
- Ilabaca, M.; Olaeta, I.; Campos, E.; Villaire, J.; Tellez-Rojo, M.M. and Romieu, I. 1999. Association Between Levels of Fine Particulate and Emergency Visits for Pneumonia and Other Respiratory Illnesses among



- Children in Santiago, Chile. *Journal of Air, Waste, Management Association*, 49(PM), PM154-PM163.
- Kaiser, D.P. and Quian, Y. 2002. Decreasing Trends in Sunshine Duration over China for 1954–1998: Indication of Increased Haze Pollution? *Geophysical Research Lett.*, 29, 2042-2045
  - Levy, J.I.; Hammitt, J.K. and Spengler, J.D. 2000. Estimating the Mortality Impacts of Particulate Matter: What can be Learned from Between-Study Variability? *Environmental Health Perspect.*, 108, 109-117.
  - Loomis, D.; Castillejos, M.; Gold, D.R.; McDonnell, W. and Borja-Aburto, V.H. 1999. Air Pollution and Infant Mortality in Mexico City. *Epidemiology*, 10(2), 118-123.
  - Menon, S.; Hansen, J.E.; Nazarenko, L. and Luo, Y. 2002. Climate Effects of Black Carbon Aerosols in China and India. *Science*, 297(5590), 2250-2252. Available at: <http://www.sciencemag.org/cgi/reprint/297/5590/2250.pdf>.
  - Ochoa-Acuña, H. and Roberts, S.M. 2003. An Estimation of Cancer Risks Posed by Exposure to Particulate Matter in Air in Santiago, Chile. *Toxicology Science.*, 72(1), 1909.
  - Ortiz, J.; Solezzi, S. and Préndez, M.M. 1982. Size Composition of Particles in the Atmosphere of Santiago. *Boletín de la Sociedad Chilena de Química*, 27(1), 286-289.
  - Pande, J.N.; Bhatta, N.; Biswas, D.; Pandey, R.M.; Ahluwalia, G.; Siddaramaiah, N.H. and Khilnani, G.C. 2002. Outdoor Air Pollution and Emergency Room Visits at a Hospital in Delhi. *Indian J Chest Diseases & Allied Sci*, 44(1), 13-19.

- Pope, C.A.; Thun, M.J.; Namboodiri, M.M.; Dockery, D.W.; Evans, J.S.; Speizer, F.E. and Heath, C.W. 1995. Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of U. S. Adults. *American Journal of Respiratory Critical Care Medicine*, 151(3.1), 669-674.
- Quian, Y. and Giorgi, F. 2000. Regional Climatic Effects of Anthropogenic Aerosols? The Case of Southwestern China. *Geophysical. Research. Lett.*, 27, 3521-3524.
- Rosenfeld, D. 2000. Suppression of Rain and Snow by Urban and Industrial Air Pollution. *Science*, 287, 1793-1796.
- Saldiva, P.H.N.; Pope, C.A., III; Schwartz, J.; Dockery, D.W.; Lichtenfels, A.J.F.C.; Salge, J.M.; Barone, I. and Bohm, G.M. 1995. Air Pollution and Mortality in Elderly People: A Time-Series Study in São Paulo, Brazil. *Archives Environmental Health*, 50(2), 159-163.
- Saldiva, P.H.N.; Lichtenfels, A.J.F.C.; Paiva, P.S.O.; Barone, I.A.; Martins, M.A.; Massad, E.; Pereira, J.C.R.; Xavier, V.P.; Singer, J.M. and Bohm, G.M. 1994. Association Between Air Pollution and Mortality Due to Respiratory Diseases in Children in Sao Paulo, Brazil: A Preliminary Report. *Environmental Research*, 65(2), 218-225.
- Sanhueza, E.; Lisi, E. and Rubio, M.A. 1982. Comparative Study of the Emission Levels in Two Latin American Capitals: Caracas and Santiago. In 5<sup>th</sup> International Congress on Pure Air, Buenos Aires, Argentina.
- Sanhueza, P.; Vargas, C. and Jiménez, J. 1999. Daily Mortality in Santiago and its Relationship with Air Pollution. *Rev. Medica de Chile*, 127(2), 235-242.

- Song, Y. and Tang, X. 2002. Source Apportionment on Fine Particles in Beijing. *Environmental Science.*, 23(6), 11-16.
- Task Group on Lung Dynamics, 1996. Deposition and Retention Models for Internal Dosimetry of the Human Respiratory Tract, *Health Phys.*,12, 173.
- Téllez-Rojo, M.M.; Romieu, I.; Ruíz-Velasco, S.; Lezana, M.A. and Hernández-Avila, M. 2000. Daily Respiratory Mortality and Air Pollution in Mexico City: Importance of Considering Place of Death. *European Respiratory Journal*, 16, 391-396.
- Trier, A. 1984. Observations on Inhalable Atmospheric Particulates in Santiago, Chile. *Journal Aerosol Science.*,15, 419-421.
- Trier, A. and Horvath, H. A 1993. Study of the Aerosol of Santiago de Chile - II. Mass Extinction, Coefficients, Visibilities and Angström Exponents. *Atmospheric Environment*, 27A(3), 385-395.
- Trier, A. and Silva, C. 1987. Inhalable Urban Atmospheric Particulate Matter in a Semi-Arid Climate. *Atmospheric Environment.*,21, 977-983.
- Xu, X.and Wang, L. 1998. Synergistic Effects of Air Pollution and Personal Smoking on Adult Pulmonary Function. *Archives Environmental. Health*, 53, 44-53.
- Xu, X.; Ding, H. and Wang, X. 1995. Acute Effects of Total Suspended Particles and Sulfur Dioxides on Preterm Delivery: A Community-Based Cohort Study. *Archives Environmental Health*, 50, 407-415.
- Yang, D.; Yan, P. and Xu, X. 2002. Characteristics of Aerosols under Dust and Sand Weather in Beijing. *Journal Applied Meteorology*,13, 185-194.

## **5. REMOCIÓN DE MATERIAL PARTICULADO DE LA ATMÓSFERA POR DEPÓSITO SECO**

- Businger, J. A. 1986. Evaluation of the accuracy with which dry deposition can be measured with current micrometeorological techniques. *Journal of Applied Meteorology*, 25, 1100-1124.
- Chamberlain A. C. 1967. Transport of lycopodium spores and others small particles to rough surfaces. *Proceeding of the Royal Society*, A296, 45 -70.
- Chamberlain A. C. 1953. Aspects of the deposition of aerosol and vapour clouds. *A.E.R.E. hp/R 1261*.
- Clough W.S. 1975. The deposition of particles on moss and grass surfaces. *Atmospheric Environment*, 9, 1113-1119.
- Craig D.K. , Kjeppner B. L. and Buschbom R.L. 1976. Deposition of various plutonium-compound aerosol on to plant foliage at very low velocities. *Proc. Atmosphere-Surface Exchange of Paticulate & Gaseous Pollutants (1974)*. *AECSymp. Series CONF 740921 NTIS*, pp. 244-261.
- Fuchs, N. A.1964. *The mechanics of aerosols*. Pergamon, New York.
- Gallagher, W. M., Beswick, K.M., Duyzer, J., Westrate,H., Choularton, T.W. and Hummelsho, J.P. 1997. Measurement of aerosol fluxes to Speulder forest using a micrometeorological technique. *Atmospheric Environment*, 31, 359-373.
- Garland, J.A. and Crox, L. C. 1982. Deposition of small particles to grass. *Atmospheric Environment*, 16, 2699 - 2702.

- Little, P. and Wiffen, R.D. 1977. Emission and deposition of petrol engine exhaust Pb- I. Deposition of exhaust Pb to plant and solid surfaces. *Atmospheric Environment*, 11, 437 - 447.
- Lorenz, R. and Murphy, J. C. E. 1989. Dry deposition of particles to a pine plantation. *Boundary Layer Meteorology*, 46, 355-366.
- McMahon, T. A. and Denison, P. J. 1979. Empirical atmospheric deposition parameters- a survey. *Atmospheric Environment*, 13, 571-585.
- Nho-Kim, E.Y., Michou, M. and Peuch, V.H. 2004. Parameterization of size-dependent particle dry deposition velocities for global modeling. *Atmospheric Environment*, 38, 1933-1942.
- Pleim, J.A.; Venkatram, A. and Yamartino, R.J. 1984. ADOM/TADAP Model Development Program. Volume 4. The Dry Deposition Model. Ontario Ministry of the Environment, Rexdale, Ontario , Canada.
- Scire, J.H., Strimaitis, D. G. and Yamartino, R. J. 1999. A user's guide for the CALPUFF dispersion model, Earth Tech, Inc.
- Sehmel, G. A. 1980. Particle and gas dry deposition: a review. *Atmospheric Environment*, 14, 983- 1011.
- Sehmel, G.A. 1973. Particles eddy diffusivities and deposition velocities for isothermal flow and smooth surfaces. *Journal of Aerosol Science*, 4, 125-138.
- Seinfeld, J. H. and Pandis, S. N. 1998. *Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution*. J. Wiley & Sons, pp. 1326.
- Sievering, H. 1982. Profile measurement of particle of dry deposition velocity at an air-land interface. *Atmospheric Environment*, 16, 301-306.

- Sievering, H. 1983. Eddy flux and profile measurement of small particle dry deposition velocity at the Boulder Atmospheric Observatory an air- land interface. In: Pruppacher, H.R., Semonin, R.G. Slinn, W. G. N. (eds.), Precipitation Scavenging, Dry Deposition and Resuspension, Vol, 2, pp 963-978.
- Sievering, H. 1987. Small particle of dry depsoition under high wind speed condition: eddy flux measurement at the Boulder Atmospheric Observatory . Atmospheric Environment, 21, 2179-2185.
- Slinn, W. G. N. 1982. Predictions for particle deposition to vegetative surfaces. Atmospheric Environment, 16, 1785 -1794.
- Venegas, L. E., Martin, P. B., Mazzeo, N. A. 2000. Características del viento y depósito de material particulado en Buenos Aires (Argentina). XI Congreso Brasileiro de Meteorología. Río de Janeiro. CD-ROM (4 pp).
- Wesley, M. L. , Hicks, B. B., Dannevik, W. P., Frissela, S. and Husar, R. B. 1977. An eddy correlation measurement of particulate deposition from the atmosphere. Atmospheric Environment, 11, 561 - 563.
- Wieringa, M.L. 1980. A revaluation of Kansas mast influence on measurements of stress and cup anemometer overspeeding. Boundary Layer Meteorology, 18, 411-430.
- Zhang, K. M. and Wexler, A. A. 2002. Modelling the number distributions of urban and regional aerosols: theoretical foundations. Atmospheric Environment, 36, 1863 - 1874.
- Zhang, L., Gong, S. Padro, J. and Barrie, L. 2001. A size- segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module. Atmospheric Environment, 35, 549 - 560.

## **6. REMOCIÓN DE MATERIAL PARTICULADO DE LA ATMÓSFERA POR DEPÓSITO HÚMEDO**

- Beheng, K. D. 1986. On the effect of various drops size spectra on the spectral coefficient calculated by an approximated semi-analytical scheme. Meteorologische Rundschau, 39, 93-97.
- Byrne, M.A. and Jennings, S.C. 1993. Scavenging of sub-micrometer aerosol particle by water drops. Atmospheric Environment, 27A, 2099-2105.
- Chate, D.M. and Pranesha, T.S. 2004. Field studies of scavenging of aerosols by rain events. Journal of Aerosol Science, 35, 695-706.
- Dana, M.T. and Hales, J.M. 1976. Statistical aspects of the washout of polydisperse aerosols. Atmospheric Environment, 10, 45-50.
- Davenport, H.M. and Peters, L.K. 1978. Field studies of atmospheric particulates concentration changes during precipitation. Atmospheric Environment, 12, 997-1008.
- Frenton, D. L., Purcell, R.Y., Hidina, D. and Knutson, E. O. 1980. The washout of combustion – generated hydrogen chloride. Atmospheric Environment, 14, 1055.
- Fuchs, N. A. 1964. The mechanics of aerosols. Pergamon, New York.
- Herbert, F. and Beheng, K.D. 1986. Scavenging of airborne particles by collision with water drops model studies on the combined effects of essential micro dynamic mechanisms. Meteorological and Atmospheric Physics, 35, 201-211.

- Kerker, M. and Hampl, V. 1974. Scavenging of aerosol particles by a falling water drop and calculation of washout coefficients. *Journal of Atmospheric Science*, 31, 1368-1374.
- Laakso, L., Grönholm, T., Rannik, Ü., Kosmale, M., Fiedler, V., Venkamäki, H. and Kulmala, M. 2003. Ultrafine particle scavenging coefficients calculated from 6 years field measurements. *Atmospheric Environment*, 37, 3605-3613.
- Levine, Z. and Schwartz, S.E. 1982. In-cloud and below-cloud scavenging of nitric acid vapor. *Atmospheric Environment*, 16, 1725.
- Loosmore, G.A. and Cederwall, R.T. 2004. Precipitation scavenging of atmospheric aerosols for emergency response applications: testing an updated model with new real-time data. *Atmospheric Environment*, 38, 993-1003.
- Mircea, M. and Stefan, S. 1998. A theoretical study of the microphysical parameterization of the scavenging coefficient as a function of precipitation type and rate. *Atmospheric Environment*, 32, 2931-2938.
- Mircea, M., Stefan, S. and Fuzzi, S. 2000. Precipitation scavenging coefficient: influence of measured aerosol and raindrop size distributions. *Atmospheric Environment*, 34, 5169-5174.
- Murakami, M., Kikuchi, K. and Magono, C. 1985. Experiments on aerosol scavenging by natural snow crystals. Part I: collection efficiency of uncharged snow crystals for microm y sub-microm particles. *Journal of Meteorological Society of Japan*, 63, 119-128.
- Pruppacher, H.R. and Klett, J. D. 1980. *Microphysics of cloud and precipitation*. Reidel, Dordrecht, The Netherlands.



- Scire, J. H. Strimaitis, D. G. and Yamartino, R. J. 1999. A user's guide for the CALPUFF dispersion model, Earth Tec, Inc.
- Schumann, T. 1989. Precipitation scavenging of aerosol particles: a winter time field study. Ph.D. Thesis, Swiss Federal Institute of Technology.
- Scott, B. C. 1982. Theoretical estimates of the scavenging coefficient for soluble aerosol particles as a function of precipitation type, rate and altitude. Atmospheric Environment, 16, 1753.
- Seinfeld, J. H. and Pandis, S. N. 1998. Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution. J. Wiley & Sons, 1326 pp.
- Slinn, W. 1983. Precipitation scavenging. In: Atmospheric Sciences and Power Production-1979.U.S. Department of Energy, Washington, DC (Chapter 11).
- Sparmacher, H., Fülber, K. and Bonka, H. 1993. Below-cloud scavenging of aerosol particles: particle-bound radio nuclides-experimental. Atmospheric Environment, 27A , 605-618.
- Willis, P.T.1984. Functional fits to some observed drop size distributions and parameterization of rain. Journal of the Atmospheric Science, 41 (9), 1648-1661.

## **7. EL MODELO DE DISPERSIÓN ATMOSFÉRICA URBANA; DAUMOD-D**

- Arya, S.P. 1999, Air Pollution Meteorology and Dispersion, Oxford University Press, New York, 310 pp.

- Bogo, H., Negri, R.M.; and San Román, E. 1999. Continuous measurement of gaseous pollutants in Buenos Aires city. *Atmospheric Environment* 33, 2587- 2598.
- Gifford, F.A. 1970. *Atmospheric Diffusion in an Urban Area*, NOAA Research Lab., 33, 8 pp.
- Gryning, S.E., Holtslag, A.A.M., Irwin, J.S. and Sivertsen, B. 1987. Applied dispersion modelling based on meteorological scaling parameters. *Atmospheric Environment*, 21, 79-89.
- GCBA, 2001. *Anuario Estadístico 2000/2001*. Dirección General de Estadísticas y Censo. Dirección General de política y Control Ambiental. Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires.
- Hanna, S. R., Briggs, G. A. and Hosker, R. P. 1983. *Handbook of atmospheric diffusion*. U. S. Department of Energy. Technical Information Center, Oakridge, TN.
- Mazzeo, N.A.; Venegas, L.E. and Choren, H. 2005. Analysis of NO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> and NO<sub>x</sub> concentrations measured at a green area of Buenos Aires city during wintertime. *Atmospheric Environment*, 39, 3055- 3068.
- Mazzeo, N.A. and Venegas, L.E. 1991. 'Air pollution model for an urban area', *Atmospheric Research*, 26, 165-179.
- Pasquill, F. and Smith, F.B. 1983. *Atmospheric Diffusion*. John Wiley & Sons, New York, 437pp.
- Perry, S. G., Cimorelli, A. J., Lee, R. F. P., Paine, R.J, Venkatram, A. Weil, J. C. and Wilson, R. B. 1994. AERMOD: A dispersion model for industrial source application, Proc. 87<sup>th</sup>. Annual Meeting Air and Waste Management Assoc, 94 – TA 23.04, AWWA, Pa.

- Scire, J. H. Strimaitis, D. G. and Yamartino, R. J. 1999. A user's guide for the CALPUFF dispersion model, Earth Tec, Inc.
- US.EPA. 1995. User's Guide of the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models. Volume II. Description of Model Algorithms EPA – 454/B – 95 – 003b.
- Venegas, L.E. and Mazzeo, N.A. 2005. Modelling of urban background pollution in Buenos Aires city (Argentina). Environmental Modelling and Software, en prensa (disponible on line).
- Venegas, L.E. and Mazzeo, N.A. 2002. An evaluation of DAUMOD model in estimating urban background concentrations, Water, Air and Soil Pollution: Focus 2, 433-443.
- Wieringa, J. 1980. A revaluation of the Kansas mast influence on measurements of stress and cup anemometer overspeeding, Boundary-Layer Meteorology. 18, 411-430.

## **8. EL MATERIAL PARTICULADO EN LA CIUDAD DE BUENOS AIRES**

- Abu-Allaban, M., Gillies J.A., Gertler, A.W., Clayton, R. and Proffitt, D. 2003. Tailpipe, resuspended road dust, and brake-wear emission factors from on-road vehicles, Atmospheric Environment , 37, 5283-5293.
- Bogo, H., Otero, M., Castro, P., Ozafrán, M.J., Kreiner, A., Calvo, E.J. and Negri, R.M. 2003. Study of atmospheric particulate matter in Buenos Aires city, Atmospheric Environment, 37, 1135-1147.

- Centro de Investigación en Ingeniería Ambiental. 1965. Estudios sobre Contaminación Atmosférica en la Ciudad de Buenos Aires, Primer Informe, CIIA. Buenos Aires.
- Centro de Investigación en Ingeniería Ambiental. 1967. Estudios sobre Contaminación Atmosférica en la Ciudad de Buenos Aires, Segundo Informe, CIIA. Buenos Aires.
- Düring, I., Jacob, J., Lohmeyer, A., Lutz, M. and Reichenbächer, W. 2002. Estimation of the “non exhaust pipe” PM-10 emissions of streets for practical traffic air pollution modeling, 11<sup>th</sup> Intl. Sym.Transport Air Poll.,I, 309-316.
- ENARGAS. 2000. Informe Trimestral. Ente Nacional Regulador del Datos Operativos. 2000. [www.enargas.gov.ar](http://www.enargas.gov.ar)
- European Environment Agency. 2001. Joint EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook, Third Edition, Copenhagen.
- Gámez, A.J., Düring, I., Bössinger, R., Rabl, P. and Lohmeyer, 2001. Determination of the 99.8-Percentile of NO<sub>2</sub> Concentrations and PM<sub>10</sub> Emissions for EIA Studies. III Intl. Conf. on Urban Air Quality-Measurement, Modelling, Management.
- García Fernández, J.C. 1975. Efectos perjudiciales sobre el Medio. Boletín de la Academia Nacional de Medicina de Buenos Aires. Vol.53, suplemento, 163-196.
- GCBA, 2001. Anuario Estadístico 2000/2001. Dirección General de Estadísticas y Censo. Dirección General de política y Control Ambiental. Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires.

- Haddad, R. 1977. Air quality monitoring in Latin America and the Caribbean. In: Proceedings of the Meeting on Education and Training in Meteorological Aspects of Atmospheric Pollution and related environmental problems. World Meteorological Organization, N° 493, Ginebra, Suiza, 104-120.
- IMAE-PNUMA, 2003. Perspectivas del Medio Ambiente Urbano: GEO Buenos Aires. Instituto de Medio Ambiente y Ecología, Univ. del Salvador – Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, pp.211
- Mársico, A.D. 1974. Estudio de las Condiciones de Higiene del Aire de la Ciudad de Buenos Aires. Universidad de Buenos Aires.
- Mazzeo, N.A. y Venegas, L.E. 2003. Emisiones de CO y NO<sub>x</sub> en la Ciudad de Buenos Aires. Parte 1. Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 71, 47-53.
- Mazzeo, N.A. y Venegas, L.E. 2004. Emisiones de CO y NO<sub>x</sub> en la Ciudad de Buenos Aires. Parte 2. Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 72, 36-38.
- Mazzola, M.D., Gavarotto, M.C. y Petcheneshsky, T. 1991. Calidad del Aire de la Ciudad de Buenos Aires. Período: 1970-1989. Ministerio de Salud y Acción Social.
- Municipalidad de la Ciudad de Buenos Aires. 1978. Evaluación de polvo sedimentable en la Ciudad de Buenos Aires – Estudio comparativo. V Congreso Argentino de Saneamiento. Santa Fe, 567-587.
- Pedace, E. A. y Llobera, J. 1972. Análisis de la Evaluación de Contaminantes en la República Argentina (1967-1971). XIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria, Asunción-Paraguay, AIDIS, 139-163.

- Plá, R.R., Tafuri, V. y Moreno, M. 1997. Comparación de resultados de caracterización de material particulado atmosférico en Buenos Aires y alrededores obtenidos mediante el empleo de análisis por activación neutrónica. First Int. Symposium on Nuclear and related Techniques in Agriculture, Industry, Health and Environment, Habana, Cuba, Environment volume, p.25.
- Plá, R.R., Moreno, M.A., Tafuri, V., Custo, G. and Adler, M. 1995. Study of air pollution in Buenos Aires city, NAHRES 26, Appendix 1, 1-1:1-14, IAEA, Viena.
- Plá, R.R., Custo, G. and Tafuri, V. 1994. Study of air pollution in Buenos Aires City using neutron activation analysis and x ray flurescence, NAHRES 19, 25-31, IAEA, Viena.
- US.EPA. 1995. Compilation of Air Pollution Emission Factors, AP-42, 5th ed., United States Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC.
- Venegas, L. E. y Martín, P. B. 2004. Concentración de material particulado en aire en la Ciudad de Buenos Aires. 14° Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, AIDIS, CDRom, Trabajo 20.
- W.H.O. 1987. Air Quality Guidelines for Europe, WHO Regional Publications, European Series N° 23, World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen.

## **9. DEPÓSITO DE MATERIAL PARTICULADO EN LA CIUDAD DE BUENOS AIRES**

- Bogó, H., Otero, M., Castro, P., Ozafrán, M. J., Kreiner, A., Calvo, E. J., and Negri, M. 2003. Study of atmospheric particulate matter in Buenos Aires city. *Atmospheric Environment*, 37, 1135 – 1147.
- GCBA, 2001. Anuario Estadístico 2000/2001. Dirección General de Estadísticas y Censo. Dirección General de política y Control Ambiental. Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires.
- Hanna, S., Strimaitis, D. and Chang, J. 1991. Hazard response modeling uncertainty (A quantitative method). Volume II: User's Guide, for software for evaluating hazardous gas dispersion models, AFESC Contract No. FO8635-89-C-0136, H.Q. AFESC/RDVS, Tyndall AFB, FL. 71 pp.
- Olesen, H. R. 1995. The model validation exercise at Mol: overview of results, *International Journal and Pollution*, 5, 761 - 784.
- Seinfeld, J.H. and Pandis, S.N. 1998. *Atmospheric Chemistry and Physics*. Wiley, New York, 1326 pp.

## **10. CONCENTRACIÓN DE MATERIAL PARTICULADO TOTAL EN SUSPENSIÓN EN EL AIRE DE LA CIUDAD DE BUENOS AIRES**

- GCBA, 2001. Anuario Estadístico 2000/2001. Dirección General de Estadísticas y Censo. Dirección General de política y Control Ambiental. Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires.

- Hanna, S., Strimaitis, D. and Chang, J. 1991. Hazard response modeling uncertainty (A quantitative method). Volume II: User's Guide, for software for evaluating hazardous gas dispersion models, AFESC Contract No. FO8635-89-C-0136, H.Q. AFESC/RDVS, Tyndall AFB, FL. 71 pp.
- Olesen, H. R. 1995. The model validation exercise at Mol: overview of results, International Journal and Pollution, 5, 761 - 784.
- Venegas, L. E. y Martín, P. B. 2004. Concentración de material particulado en aire en la Ciudad de Buenos Aires. 14° Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, AIDIS, CDRom, Trabajo 20.

## **11. CONCENTRACIONES DE FONDO DE MATERIAL PARTICULADO $PM_{10}$ EN LA CIUDAD DE BUENOS AIRES**

- Bogó, H., Otero, M., Castro, P., Ozafrán, M. J., Kreiner, A., Calvo, E. J., and Negri, M. 2003. Study of atmospheric particulate matter in Buenos Aires city. Atmospheric Environment, 37, 1135 – 1147.
- Borthagaray, J.M. y Fernández Prini, R. 2001. Diagnóstico Ambiental del Area Metropolitana de Buenos Aires: Sistema de Información Ambiental, Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Universidad de Buenos Aires, 189 pp.
- GCBA, 2001. Anuario Estadístico 2000/2001. Dirección General de Estadística y Censo. Dirección General de política y Control Ambiental. Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires.
- Martín, P. B y Venegas, L. E. 2005. Concentración de  $PM_{10}$  en el aire de la Ciudad de Buenos Aires. XI Congreso Argentino de Meteorología. CDrom.



**12. CONTRIBUCIÓN RELATIVA DE LAS FUENTES DE MATERIAL PARTICULADO LOCALIZADAS EN LA CIUDAD DE BUENOS AIRES A LA CONCENTRACIÓN DE MATERIAL PARTICULADO EN EL AIRE DE LA CIUDAD.**

- ENRE, 1997. Guía práctica para la preparación de las evaluaciones de impacto ambiental atmosférico, Res. ENRE N°13/97.
- Gifford, F.A. 1976. Turbulent Diffusion-Typing Schemes: A review. Nuclear. Safety., 17, 68-86.
- Turner, D.B., 1970: Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates. PHS Publication No. 999-AP-26. U.S. Dept. of Health, Education and Welfare, NAPCA.
- U.S. EPA. 1995. User's Guide for the Industrial Source Complex Dispersion Models, Vol II. Description of model algorithms, U.S. Environmental Protection Agency.
- U.S.EPA, 1994. Development and Testing of a Dry Deposition Algorithm (Revised). Environmental Protection Agency, Publication No. EPA-454/R-94-015. Office of Air Quality Planning & Standards, Research Triangle Park, NC. (NTIS No. PB94-183100)
- Yegnan, A., Williamson, D.G. ,Graettinger, A.J., 2002. Uncertainty analysis in air dispersion modeling. Environmental Modelling and Software 17,639 – 649.

**ANEXOS**

**ANEXO 1: Deducción de la expresión de la velocidad de depósito seco ( $v_d$ ).**

Según la expresión (5.2) de la Sección 5:

$$F_d = \frac{C_3 - C_2}{r_a} + v_s C_3 = \frac{C_2}{r_b} + v_s C_2 = \frac{C_3}{r_t} \quad (A1.1)$$

Dadas las siguientes expresiones:

$$\frac{C_3}{r_t} = \frac{C_3 - C_2}{r_a} + v_s C_3 \quad (A1.2)$$

$$\frac{C_3}{r_t} = \frac{C_2}{r_b} + v_s C_2 \quad (A1.3)$$

Despejando  $C_3$  de (A1.2) y de (A1.3), resulta:

$$C_3 = \frac{C_2}{r_a} \left( \frac{1}{r_a} + v_s - \frac{1}{r_t} \right)^{-1} \quad (A1.4)$$

$$C_3 = r_t \left( \frac{C_2}{r_b} + v_s C_2 \right) \quad (A1.5)$$

Igualando las expresiones (A1.4) y (A1.5), resulta:

$$\frac{C_2}{r_a} \left( \frac{1}{r_a} + v_s - \frac{1}{r_t} \right)^{-1} = r_t \left( \frac{C_2}{r_b} + v_s C_2 \right) \quad (A1.6)$$

Sacando factor común  $C_2$  de (A1.6) y operando, resulta:

$$\frac{1}{r_a} = r_t \left( \frac{1}{r_a} + v_s - \frac{1}{r_t} \right) \left( \frac{1}{r_b} + v_s \right) \quad (A1.7)$$

Sacando factor común  $r_t$  de (A1.7) y operando, queda:

$$\left( r_t \left( \frac{1}{r_a} + v_s \right) - 1 \right) \left( \frac{1 + v_s r_b}{r_b} \right) = \frac{1}{r_a} \quad (A1.8)$$

Operando, resulta:

$$r_t \left( \frac{1}{r_a} + v_s \right) = \frac{r_b}{r_a(1 + v_s r_b)} + 1 \quad (\text{A1.9})$$

Sumando:

$$r_t \left( \frac{1 + v_s r_a}{r_a} \right) = \frac{r_b + r_a(1 + v_s r_b)}{r_a(1 + v_s r_b)} \quad (\text{A1.10})$$

y despejando  $r_t$ , resulta:

$$r_t = \frac{r_b + r_a(1 + v_s r_b)}{(1 + v_s r_b)(1 + v_s r_a)} \quad (\text{A1.11})$$

Elevando a la (-1) la expresión (A1.11), resulta:

$$\frac{1}{r_t} = \frac{1 + v_s r_a + v_s r_b + v_s^2 r_a r_b}{r_b + r_a(1 + v_s r_b)} \quad (\text{A1.12})$$

Operando en la expresión (A1.12), se obtiene la expresión correspondiente a la velocidad de depósito seco ( $v_d$ ). Dada por:

$$v_d = \frac{1}{r_t} = \frac{1}{r_a + r_b + r_a r_b v_s} + v_s \quad (\text{A1.13})$$

La expresión (A1.13) corresponde a la expresión (5.4) de la Sección 5.

## **ANEXO 2: Deducción de la expresión de la resistencia aerodinámica.**

De acuerdo con la expresión (5.2), de la Sección 5, la resistencia aerodinámica está dada por:

$$r_a = \int_{z_2}^{z_3} \frac{\phi_p(\zeta)}{k u_* z} dz \quad (A2.1)$$

Considerando  $\phi_p = \phi_T$  (Wieringa ,1980):

$$\phi_T = \begin{cases} 1 + 9.2\zeta & \zeta > 0 \\ 1 & \zeta = 0 \\ (1 - 13\zeta)^{-1/2} & \zeta < 0 \end{cases} \quad (A2.2)$$

Si  $\zeta < 0$ , y sabiendo que  $\zeta = z/L$ , entonces  $r_a$  resulta:

$$r_a = \frac{1}{k u_*} \int_{z_0}^{z_r} \frac{dz}{z(1 - 13z/L)^{1/2}} \quad (A2.3)$$

Si  $a = -13/L$  la expresión (A2.3) quedará:

$$r_a = \frac{1}{k u_*} \int_{z_0}^{z_r} \frac{dz}{z(1 + az)^{1/2}} \quad (A2.4)$$

Integrando de la expresión (A2.4) y llamando  $\eta$  a  $(1+az)^{1/2}$ , la expresión (A2.4) quedará expresada de la siguiente forma:

$$r_a = \frac{1}{k u_*} \left( \ln \left( \frac{\eta_r - 1}{\eta_r + 1} \right) - \ln \left( \frac{\eta_0 - 1}{\eta_0 + 1} \right) \right) \quad (A2.5)$$

donde  $\eta_r = (1+az_r)^{1/2}$  y  $\eta_0 = (1+az_0)^{1/2}$

Aplicando propiedades de los logaritmos en (A2.5) y operando, resulta:

$$r_a = \left( \ln \left( \frac{\eta_r^2 - 1}{\eta_0^2 - 1} \right) - \ln \left( \frac{\eta_r + 1}{\eta_0 + 1} \right)^2 \right) \quad (A2.6)$$

Sabiendo que  $\ln\left(\frac{\eta_r+1}{\eta_0+1}\right)^2 = 2\ln\left(\frac{\eta_r+1}{\eta_0+1}\right)$ , entonces la expresión (A2.6)

quedará:

$$r_a = \frac{1}{ku_*} \left( \ln\left(\frac{\eta_r^2-1}{\eta_0^2-1}\right) - 2\ln\left(\frac{\eta_r+1}{\eta_0+1}\right) \right) \quad (\text{A2.7})$$

Reemplazando  $\eta_r = (1-13\zeta_r)^{1/2}$  y  $\eta_0 = (1-13\zeta_0)^{1/2}$ , la expresión (A2.7) quedará expresada de la siguiente forma:

$$r_a = \frac{1}{ku_*} \left( \ln\left(\frac{z_r}{z_0}\right) - 2 \left( \ln\left(\frac{(1-13\zeta_r)^{1/2}+1}{(1-13\zeta_0)^{1/2}+1}\right) \right) \right) \quad (\text{A2.8})$$

Si  $\zeta > 0$ , entonces  $r_a$ , resultará:

$$r_a = \frac{1}{ku_*} \int_{z_0}^{z_r} \frac{1+9.2(z/L)}{z} dz \quad (\text{A2.9})$$

Integrando la expresión (A2.9) queda:

$$r_a = \frac{1}{ku_*} \left( \ln\left(\frac{z_r}{z_0}\right) + \frac{9.2}{L} (z_r - z_0) \right) \quad (\text{A2.10})$$

Rescribiendo la expresión (A2.10), resulta:

$$r_a = \frac{1}{ku_*} \left( \ln\left(\frac{z_r}{z_0}\right) + 9.2(\zeta_r - \zeta_0) \right) \quad (\text{A2.11})$$

Por último si  $\zeta = 0$  entonces la expresión correspondiente a  $r_a$  será:

$$r_a = \frac{1}{ku_*} \ln\left(\frac{z_r}{z_0}\right) \quad (\text{A2.12})$$

Por lo tanto  $r_a$ , estará dada por:

$$r_a = \begin{cases} \frac{1}{ku_*} \left[ \ln \left( \frac{z_r}{z_o} \right) + 9.2(\zeta_r - \zeta_o) \right] & \zeta_r > 0 \\ \frac{1}{ku_*} \left[ \ln \left( \frac{z_r}{z_o} \right) \right] & \zeta_r = 0 \\ \frac{1}{ku_*} \left[ \ln \left( \frac{z_r}{z_o} \right) - 2 \ln \left( \frac{\eta_r + 1}{\eta_o + 1} \right) \right] & \zeta_r < 0 \end{cases}$$

### **ANEXO 3: Parámetros estadísticos**

- desvío 
$$= \overline{(X_o - X_e)}$$
- error cuadrático medio normalizado (nmse) 
$$= \frac{\overline{(X_o - X_e)^2}}{\overline{X_e X_o}}$$
- fa2: fracción de valores que verifican la condición  $0.5 \leq X_e/X_o \leq 2.0$
- error fraccional (fb) 
$$= \frac{\overline{X_o} - \overline{X_e}}{0.5(\overline{X_o} + \overline{X_e})}$$
- varianza fraccional (fs) 
$$= \frac{\sigma_{X_o} - \sigma_{X_e}}{0.5(\sigma_{X_o} + \sigma_{X_e})}$$

donde  $X_o$ : representa el valor de X observado y  $X_e$ : el valor de X estimado, la sobre barra indica promedio.



#### **ANEXO 4: Condiciones de estabilidad atmosférica**

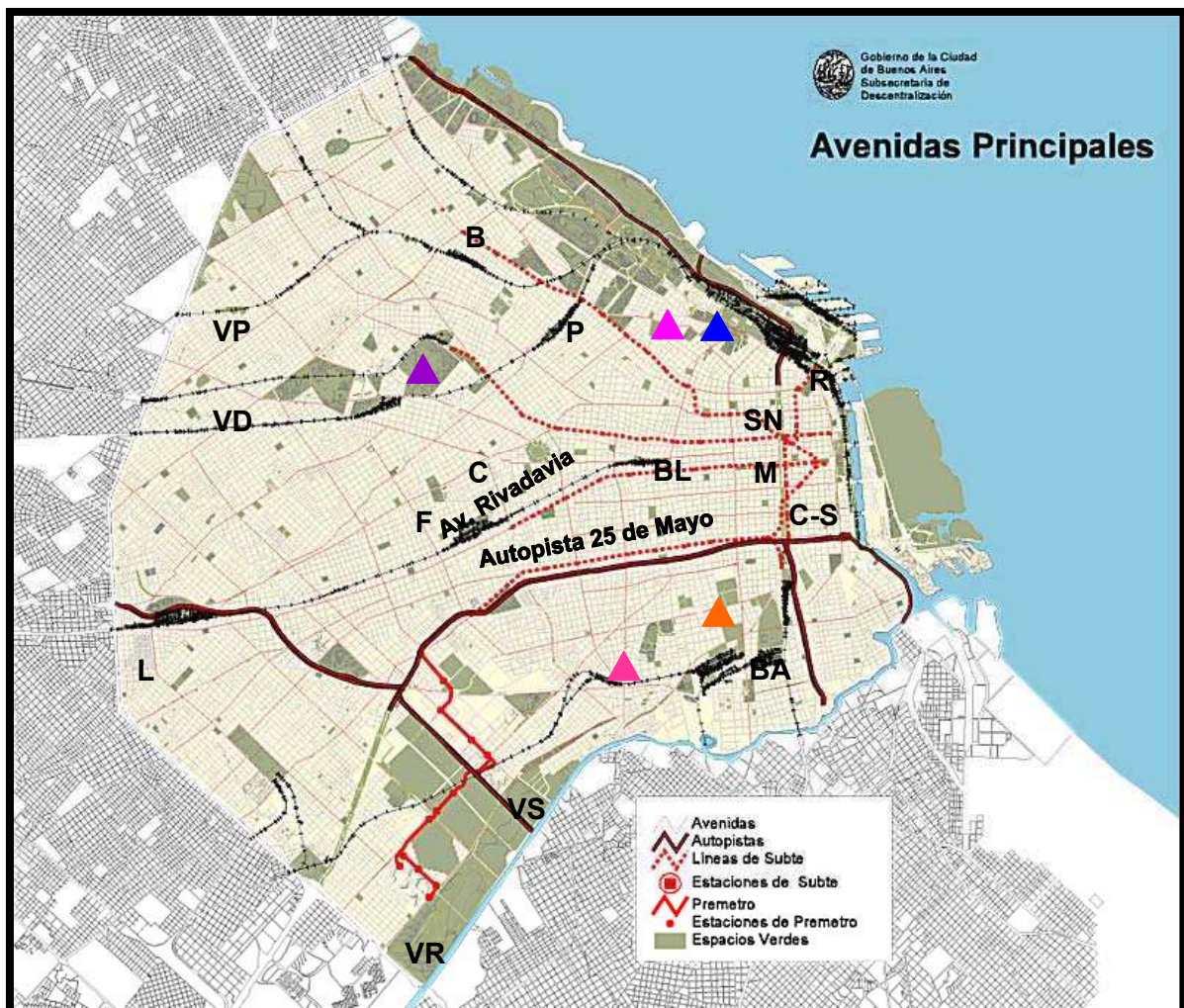
En este trabajo se evaluaron las condiciones de estabilidad atmosférica utilizando la información horaria disponible correspondiente a las observaciones meteorológicas realizadas en el Aeropuerto Jorge Newbery de la Ciudad de Buenos Aires. Se aplicó la metodología ampliamente utilizada en los modelos de dispersión atmosférica de la Agencia de Protección del Ambiente de los Estados Unidos y que está basada en la clasificación propuesta por Pasquill (1961) y Turner (1964). El método original desarrollado por Pasquill permite estimar la condición de estabilidad de la atmósfera, relacionada con los procesos de dispersión atmosférica, a partir de observaciones meteorológicas rutinarias de la velocidad del viento, radiación solar y nubosidad. En este método las clases de estabilidad atmosférica son las siguientes: A: Extremadamente inestable; B: Moderadamente inestable; C: Levemente inestable; D: Neutral; E: Levemente estable y F: Moderadamente estable. Durante el día, si el cielo está totalmente despejado, la insolación (radiación entrante) dependerá del ángulo de elevación del sol, que es función de la latitud, de la hora del día y de la época del año. Si hay nubosidad, la cobertura y el espesor de las nubes modifican el balance de radiación, y por lo tanto, la insolación se estima a partir de la altitud solar y se modifica por las condiciones del cielo cubierto. Durante la noche, el gradiente térmico vertical asociado con un enfriamiento radiativo depende de la cantidad de cielo cubierto. Turner (1964) introdujo una versión modificada del esquema propuesto por Pasquill, en la que la radiación solar incidente es estimada en función del ángulo de elevación del sol y de la nubosidad. El procedimiento es objetivo e incluye factores meteorológicos (por ejemplo, cantidad de cielo cubierto

y altura de la base de nubes). Las clases de estabilidad, en este caso están numeradas del 1 al 7, desde la extremadamente inestable hasta la extremadamente estable, respectivamente. Por lo tanto, a partir de los valores horarios de velocidad del viento, cantidad de cielo cubierto y altura de base de nubes observados en la estación meteorológica Aeroparque Aero, se estimó la clase de estabilidad atmosférica horaria de acuerdo con el método objetivo presentado por Turner (1964). Luego, debido a que esta metodología ha sido desarrollada para zonas rurales, en la aplicación del modelo desarrollado para áreas urbanas, se considera que la condición de estabilidad atmosférica en el área urbana es un grado más inestable que la obtenida por el método objetivo (Turner,1964).

Por lo tanto, los valores de la longitud de Monin-Obkuhov ( $L$ ) pudieron estimarse a partir de la información meteorológica de superficie disponible, y aplicando las relaciones entre  $L$ , las clases de estabilidad y la longitud de rugosidad (Golder, 1972; Seinfeld y Pandis, 1998).

Golder, D., 1972: Relations among stability parameters in the surfer layer. *Boundary – layer Meteorology* 3; 47 – 58.  
Pasquill, F., 1961: The estimation of dispersion of windborne material. *Meteor. Mag.*, 90; 33 – 49.  
Seinfeld, J. H. and Pandis, S. N., 1998. *Atmospheric Chemistry and Physics. From Air Pollution to Climate Changes*. John Wiley & Sons, Inc. New York.  
Turner, D. B. 1964: A diffusion model for an urban area. *Journal. Applied of Meteorology.* , 3, 83 – 91.

## **ANEXO 5: Mapa de la Ciudad de Buenos Aires**



Estaciones de monitoreo del Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires.

- ▲ Parque Gral. Las Heras (Flujo de partículas sedimentables)
- ▲ Chacarita (Flujo de partículas sedimentables)
- ▲ Parque Patricios (Flujo de partículas sedimentables)
- ▲ Pompeya (Flujo de partículas sedimentables)
- ▲ Las Heras y Ocampo (Calidad de aire, TSP, NO<sub>x</sub>, CO)

Zonas de la Ciudad de Buenos Aires

- |                                       |                            |
|---------------------------------------|----------------------------|
| <b>VP:</b> Villa Pueyrredón.          | <b>BL:</b> Balvanera.      |
| <b>VD:</b> Villa Devoto               | <b>P:</b> Palermo.         |
| <b>F:</b> Flores.                     | <b>C:</b> Caballito        |
| <b>B:</b> Belgrano.                   | <b>R:</b> Retiro           |
| <b>C-S:</b> Constitución – San Telmo. | <b>BA:</b> Barracas.       |
| <b>SN:</b> San Nicolás.               | <b>L:</b> Liniers          |
| <b>M:</b> Monserrat                   | <b>VR:</b> Villa Riachuelo |
| <b>VS:</b> Villa Soldati.             |                            |